



# UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE QUERÉTARO

FACULTAD DE QUÍMICA

ESPECIALIDAD EN MAESTRÍA EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA AMBIENTAL

## **“DESARROLLO DE UN SISTEMA ANAEROBIO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS Y DE LODOS PROCEDENTES DE UN SISTEMA AEROBIO”**

Opción de titulación

**TESIS**

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de

**MAESTRO (A) EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA AMBIENTAL**

**PRESENTA:**

MIRIAM REYNOSO VILLANUEVA

**DIRIGIDO POR:**

DR. JOSÉ ALBERTO RODRÍGUEZ MORALES

SANTIAGO DE QUERÉTARO, QUERÉTARO, OCTUBRE 2016



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE QUERÉTARO  
FACULTAD DE QUÍMICA  
ESPECIALIDAD EN MAESTRÍA EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA  
AMBIENTAL

“DESARROLLO DE UN SISTEMA ANAEROBIO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS  
RESIDUALES DOMÉSTICAS Y DE LODOS PROCEDENTES DE UN SISTEMA  
AEROBIO”

Opción de titulación

**TESIS**

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de  
**MAESTRO (A) EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA AMBIENTAL**

**PRESENTA:**

MIRIAM REYNOSO VILLANUEVA

**DIRIGIDO POR:**

DR. JOSÉ ALBERTO RODRÍGUEZ MORALES

**SINODALES:**

Dr. José Alberto Rodríguez Morales  
Presidente

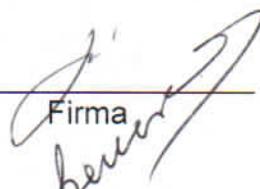
M. en C. Beatriz Verduzco Cuéllar  
Secretario

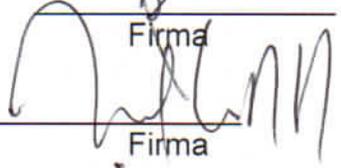
Dr. Miguel Ángel Rico Rodríguez  
Vocal

Dr. Víctor Pérez Moreno  
Suplente

Dr. Juan Campos Guillén  
Suplente

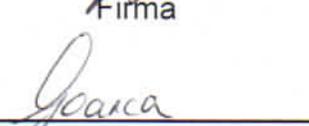
  
M.S.P. Sergio Pacheco Hernández  
Director de la Facultad

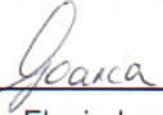
  
Firma

  
Firma

  
Firma

  
Firma

  
Firma

  
Dra. Ma. Guadalupe Flavia Loarca Piña  
Director de Investigación y Posgrado

## RESUMEN

En los países en desarrollo poco porcentaje del agua residual generada es tratada, por lo que resulta una necesidad la instalación de plantas de tratamiento adecuadas y sostenibles. En este aspecto, el Reactor Anaerobio de Manto de Lodos y Flujo Ascendente (por sus siglas en inglés UASB) resalta como una opción técnicamente fiable y económicamente viable en el tratamiento de aguas residuales. Adicionalmente, dentro de los biorreactores se emplean soportes de distintos materiales para favorecer el crecimiento de los microorganismos que se fijan a dichos soportes, produciendo efluentes de mayor calidad. Por otro lado, las plantas de tratamiento aerobio, generan lodos que contienen gran cantidad de patógenos, alta demanda química y bioquímica de oxígeno (DQO y DBO<sub>5</sub> respectivamente). Este lodo se ha tratado mediante sistemas anaerobios como el reactor UASB. De acuerdo a lo anterior, se decidió evaluar un reactor tipo UASB de 140 L para el tratamiento de aguas residuales domésticas y de lodo aerobio. Se colocaron en su interior columnas de Tereftalato de Polietileno (PET) y para mejorar la calidad del efluente, fueron colocados en el exterior filtros de carbón activado granular y fibra de celulosa. En el arranque del sistema, se inocularon 40 L de lodo, agregando agua residual doméstica y se colocó en la intemperie a temperatura ambiente (TA). Posterior a la estabilización del sistema (3-6 meses), fueron evaluados los volúmenes de 3, 5 y 7 L de agua residual por día, con tiempos de retención hidráulica (TRH) de 47, 28 y 20 días respectivamente. Adicionalmente, fue verificada la fijación de la biopelícula por medio de Microscopia Electrónica de Barrido. Los porcentajes de reducción de DBO<sub>5</sub>, DQO, SST, coliformes fecales y grasas y aceites fueron obtenidos para los 3 efluentes. Para 3L se obtuvieron: 90%, 66%, 90%, 99.9% y 9%. Para 5L: 93%, 71%, 90%, 99.9% y 0%. Y finalmente para 7L: 80%, 65%, 91%, 99.9% y 64%. Con respecto al tratamiento del lodo aerobio, los porcentajes de reducción de DBO<sub>5</sub>, DQO y coliformes fecales obtenidos fueron: 43%, 44% y 2 Log (ó 99.2%) respectivamente.

**(Palabras clave: Reactor UASB, PET, Biopelícula, Tratamiento de lodo aerobio).**

## **ABSTRACT**

In developing countries, little percentage of the wastewater generated is treated, so for this reason it is a necessity to install adequate and sustainable treatment plants. In this regard, the Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor stands out as an option technically reliable and economically viable in the treatment of wastewater. In addition, inside the bioreactors, supports of different materials are used to favor the growth of the microorganisms that are fixed to these supports, producing higher quality effluents. On the other hand, aerobic treatment plants generate sludges containing a large number of pathogens, high chemical and biochemical oxygen demand (COD and BOD<sub>5</sub> respectively). This sludge has been treated by anaerobic systems such as the UASB reactor. According to the above, it was decided to evaluate a reactor type UASB of 140L for the treatment of domestic wastewater and aerobic sludge. Polyethylene Terephthalate (PET) columns were placed inside and to improve the quality of the effluent, filters of granular activated carbon and cellulose fiber were placed in the exterior. At the start up of the system, 40 L of sludge were inoculated, adding domestic wastewater and placing it in the open at room temperature (RT). After stabilization of the system (3-6 months), the volumes of 3, 5 and 7 L of residual water per day were evaluated, with hydraulic retention times (HRT) of 47, 28 and 20 days respectively. Additionally, the biofilm fixation was verified by Scanning Electron Microscopy. The percentages of reduction of BOD<sub>5</sub>, COD, SST, fecal coliforms and fats and oils were obtained for the 3 effluents. For 3 L were obtained: 90%, 66%, 90%, 99.9% and 9%. For 5 L: 93%, 71%, 90%, 99.9% and 0%. And finally for 7 L: 80%, 65%, 91%, 99.9% and 64%. With respect to the treatment of aerobic sludge, the percentages of reduction of BOD<sub>5</sub>, COD and fecal coliforms obtained were: 43%, 44% and 2 Log (or 99.2%) respectively.

**(Keywords: UASB Reactor, PET, Biofilm, Aerobic sludge treatment).**

## DEDICATORIAS

A mi familia por ser mi principal apoyo en todo aspecto y por ser mi fuerza para levantarme en cada tropiezo que la vida pone en mi camino. Ustedes son uno de mis grandes motivos para seguir.

A mi asesor de tesis, el Dr. Alberto Rodríguez Morales por sus enseñanzas, los conocimientos compartidos, su gran apoyo, por el tiempo dedicado y por su amistad.

A mis sinodales por sus valiosas aportaciones a la conclusión de mi proyecto de tesis.

A mis compañeros de generación por los conocimientos y buenas experiencias compartidas.

A mis profesores de la maestría por sus grandes enseñanzas en los aspectos académicos y personales.

A mi novio Andrés de la Torre por su valioso apoyo en la conclusión de esta meta.

## **AGRADECIMIENTOS**

Al Laboratorio de Ciencias Ambientales del Campus Aeropuerto de la Universidad Autónoma de Querétaro, donde fue posible llevar y concluir satisfactoriamente mi proyecto de maestría.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada.

Al Dr. Eusebio Jr. Ventura Ramos por el préstamo de equipos y reactivos en el Laboratorio de Hidráulica.

A la M. en I.Q. Alicia del Real López responsable del Laboratorio de Microscopía de la Universidad Autónoma de México (UNAM) Campus Juriquilla, por el apoyo en la realización de la Microscopía Electrónica de Barrido de la biopelícula.

## TABLA DE CONTENIDOS

<b>1. INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>13</b>
<b>2. FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA.....</b>	<b>15</b>
<b>2.1</b> PROBLEMÁTICA DE LA DISPONIBILIDAD DEL AGUA A NIVEL MUNDIAL Y NACIONAL. ....	15
<b>2.2</b> ALGUNOS DE LOS FACTORES QUE AFECTAN LA DISPONIBILIDAD DEL AGUA EN MÉXICO .....	15
<b>2.3</b> TRATAMIENTO ANAEROBIO COMO ALTERNATIVA VIABLE EN PAÍSES EN DESARROLLO. ....	18
<b>2.3.1</b> <i>Tratamiento anaerobio de aguas residuales.....</i>	<i>19</i>
<b>2.3.2</b> <i>Clasificación de los sistemas anaerobios.....</i>	<i>20</i>
<b>2.3.3</b> <i>Algunos requerimientos en un sistema anaerobio.....</i>	<i>22</i>
<b>2.3.4</b> <i>Reactor Anaerobio de Manto de Lodos y Flujo Ascendente (UASB).....</i>	<i>24</i>
<b>2.4</b> EMPLEO DE BIOPELÍCULAS EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES. ....	29
<b>2.4.1</b> <i>Importancia del uso del PET como material de soporte.....</i>	<i>33</i>
<b>2.5</b> TRATAMIENTO DE LODOS RESIDUALES AEROBIOS. ....	34
<b>2.5.1</b> <i>Algunos mecanismos de reducción de lodos aerobios .....</i>	<i>36</i>
<b>3. MOTIVACIÓN DE LA PROPUESTA .....</b>	<b>37</b>
<b>4. HIPÓTESIS .....</b>	<b>38</b>
<b>5. OBJETIVOS.....</b>	<b>39</b>
<b>5.1</b> OBJETIVO GENERAL: .....	39
<b>5.2</b> OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	39
<b>6. METODOLOGÍA .....</b>	<b>40</b>
<b>6.1</b> CRECIMIENTO Y ADAPTACIÓN DE MICROORGANISMOS ANAEROBIOS A UN REACTOR TIPO UASB Y FIJACIÓN DE LA BIOPELÍCULA. ....	41
<b>6.1.1</b> <i>Acondicionamiento inicial del reactor tipo UASB.....</i>	<i>41</i>
<b>6.1.2</b> <i>Crecimiento y adaptación del inóculo al influente.....</i>	<i>42</i>
<b>6.1.3</b> <i>Caracterización fisicoquímica del influente.....</i>	<i>44</i>
<b>6.1.4</b> <i>Estabilización del sistema.....</i>	<i>46</i>
<b>6.1.5</b> <i>Filtrado del primer efluente con carbón activado y zeolita.....</i>	<i>46</i>

6.1.6	<i>Fijación de la biopelícula al PET.....</i>	49
6.1.7	<i>Análisis de la biopelícula por Microscopía Electrónica de Barrido. ....</i>	49
<b>6.2.</b>	<b>DETERMINACIÓN DEL EFECTO DE LA VELOCIDAD DE FLUJO Y TRH SOBRE LA REMOCIÓN DE LA CARGA ORGÁNICA Y MICROBIANA DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS. ....</b>	<b>51</b>
<b>6.3</b>	<b>EVALUACIÓN Y DETERMINACIÓN DE LA EFICIENCIA DE REDUCCIÓN DE LA CARGA ORGÁNICA Y MICROBIANA DE LODOS PROCEDENTES DE UN SISTEMA AEROBIO EN EL REACTOR TIPO UASB. ....</b>	<b>52</b>
<b>6.4</b>	<b>DETERMINACIÓN DE LA EFICIENCIA DEL SISTEMA EN LA REMOCIÓN DE LA CARGA ORGÁNICA Y MICROBIANA DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS. ....</b>	<b>54</b>
<b>7</b>	<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....</b>	<b>55</b>
<b>7.1</b>	<b>CRECIMIENTO Y ADAPTACIÓN DE LOS MICROORGANISMOS ANAEROBIOS AL INFLUENTE EN EL REACTOR TIPO UASB Y FIJACIÓN DE LA BIOPELÍCULA EN LAS COLUMNAS DE PET.....</b>	<b>55</b>
7.1.1	<i>Obtención de la superficie de contacto de las columnas de PET.....</i>	55
7.1.2	<i>Medición de la disminución del lodo anaerobio. ....</i>	55
7.1.3	<i>Caracterización fisicoquímica del influente.....</i>	56
7.1.4	<i>Estabilización del sistema tipo UASB.....</i>	57
7.1.5	<i>Análisis de filtrados con carbón activado y zeolita.....</i>	59
7.1.6	<i>Fijación de la biopelícula en las columnas de PET e imágenes del Análisis por Microscopía Electrónica de Barrido. ....</i>	61
<b>7.2</b>	<b>DETERMINACIÓN DEL EFECTO DE LA VARIACIÓN DE LA VELOCIDAD DE FLUJO Y EL TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO (TRH) EN EL TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA. ....</b>	<b>63</b>
<b>7.3</b>	<b>EVALUACIÓN EN LA EFICIENCIA DE REDUCCIÓN DE CARGA ORGÁNICA Y MICROBIANA EN EL TRATAMIENTO DE LODO AEROBIO EN EL SISTEMA TIPO UASB. ....</b>	<b>71</b>
<b>7.4</b>	<b>DETERMINACIÓN DE CALIDAD DE LOS EFLUENTES EN BASE A LA NOM-003-SEMARNAT-1997 PARA LA EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DEL PROCESO. ....</b>	<b>72</b>
<b>8</b>	<b>CONCLUSIONES .....</b>	<b>76</b>
<b>9</b>	<b>PERSPECTIVAS .....</b>	<b>77</b>
<b>10</b>	<b>REFERENCIAS .....</b>	<b>78</b>
<b>11</b>	<b>ANEXOS .....</b>	<b>90</b>
<b>Anexo 1.</b>	<b>Figuras correspondientes al cono truncado y cilindro.....</b>	<b>90</b>

<b>Figura A1.1</b> Área y figura del cono truncado .....	<b>90</b>
<b>Figura A1.2.</b> Área y figura geométrica de un cilindro.....	<b>90</b>
<b>ANEXO 2.</b> CÁLCULO DE ÁREAS DE CILINDROS Y CONOS TRUNCADOS. ....	<b>90</b>
<b>Cuadro A2.1.</b> Área de cada cilindro y área total de los 45 cilindros .....	<b>91</b>
<b>Cuadro A2.2</b> Área de cada cono trunco y área total de los 45 conos truncos .....	<b>91</b>
<b>Anexo 3.</b> Imagen del tubo dispersor colocado en el rector UASB.....	<b>91</b>
<b>ANEXO 4.</b> RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS DEL INFLUENTE Y DE LOS EFLUENTES DE 3, 5 Y 7 L, LOS CUALES FUERON REALIZADOS EN EL LABORATORIO DE HIDRÁULICA, EN BASE A LA NOM-003-SEMARNAT-1997.....	<b>92</b>
<b>Cuadro A4.1.</b> Resultados de los análisis químicos del influente .....	<b>92</b>
<b>Cuadro A4.2.</b> Resultados de los análisis químicos del efluente de 3 L con TRH de 47 días .....	<b>92</b>
<b>Cuadro A4.3</b> Resultados de los análisis químicos del efluente de 5 L con TRH de 28 días .....	<b>93</b>
<b>Cuadro A4.4</b> Resultados de los análisis químicos del efluente de 7 L con TRH de 20 días .....	<b>93</b>
<b>Anexo 5.</b> Resultados de los análisis de DQO, DBO <sub>5</sub> y carga microbiana del tratamiento del lodo aerobio.....	<b>93</b>
<b>Cuadro A5.1</b> Disminución de DQO en el tratamiento del lodo aerobio después de 30 días .....	<b>94</b>
<b>Cuadro A5.2</b> Disminución de DBO <sub>5</sub> en el tratamiento del lodo aerobio después de 30 días. ....	<b>94</b>
<b>Cuadro A5.3.</b> Disminución de coliformes fecales en el tratamiento del lodo aerobio al inicio y después de 30 días de tratamiento.....	<b>94</b>

## ÍNDICE DE CUADROS

<b>Cuadro 1.</b> Índices de la calidad del agua en México, 2014 .....	<b>17</b>
<b>Cuadro 2.</b> Principales características de los organismos anaerobios.....	
<b>208</b>	
<b>Cuadro 3.</b> Área superficial total de los cilindros y conos truncados.....	<b>55</b>
<b>Cuadro 4.</b> Resultados de los análisis químicos del influente.....	<b>57</b>
<b>Cuadro 5.</b> Resultados de la medición de turbidez de los influentes y efluentes en 6 distintos meses.....	<b>59</b>
<b>Cuadro 6.</b> Resultados de la medición de turbidez del efluente, filtrado con zeolita y filtrado con carbón activado.....	<b>60</b>
<b>Cuadro 7.</b> Resultados de la medición de DQO del efluente, filtrado con zeolita y filtrado con carbón activado.....	<b>60</b>
<b>Cuadro 8.</b> Tiempos de retención calculados para cada caudal .....	<b>64</b>
<b>Cuadro 9.</b> Cálculo de la carga hidráulica (CH). .....	<b>64</b>
<b>Cuadro 10.</b> Cálculo de la velocidad de flujo ( $V_f$ ).....	<b>64</b>
<b>Cuadro 11.</b> Promedios de los análisis químicos del efluente de 3 L con TRH de 47 días .....	<b>66</b>
<b>Cuadro 12.</b> Promedios de los análisis químicos del efluente de 5 L con TRH de 28 días .....	<b>67</b>
<b>Cuadro 13.</b> Promedios de los análisis químicos del efluente de 7 L con TRH de 20 días .....	<b>68</b>
<b>Cuadro 14.</b> Porcentaje de remoción de carga orgánica y microbiana en el agua residual tratada (efluente) comparada con el influente.....	<b>73</b>
<b>Cuadro 15.</b> Comparación de los parámetros obtenidos de los efluentes con los valores indicados en la normatividad NOM-003-SEMARNAT-1997.....	<b>75</b>

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Procesos anaerobios primera generación (Fosa séptica y Tanque Imhoff). .....	<b>21</b>
<b>Figura 2.</b> Procesos anaerobios segunda generación (Filtro anaerobio y Reactor UASB). .....	<b>21</b>
<b>Figura 3.</b> Procesos anaerobios para el tratamiento de aguas residuales tercera generación (Reactor anaerobio de lecho fluidificado). .....	<b>22</b>
<b>Figura 4.</b> Esquema general de un reactor UASB.....	<b>27</b>
<b>Figura 5.</b> Etapas del desarrollo de la biopelícula.....	<b>31</b>
<b>Figura 6.</b> Microscopía electrónica de barrido de una biopelícula.....	<b>31</b>
<b>Figura 7:</b> Diagrama general de la metodología. ....	<b>40</b>
<b>Figura 8.</b> Implementación del sistema tipo UASB.....	<b>41</b>
<b>Figura 9.</b> A) Fosa de almacenaje de lodo anaerobio. B) Influyente.....	<b>42</b>
<b>Figura 10.</b> Medición del volumen del lodo y sobrenadante en 45 días aproximadamente midiendo en una probeta de 1 L. ....	<b>43</b>
<b>Figura 11.</b> A) Kit de reactivos para determinación de DBO marca HACH. B) Equipo DBO Trak II, edición 2 HACH.....	<b>45</b>
<b>Figura 12.</b> A) Reactivo para determinación de DQO marca HACH. B) Colorímetro DR/890 HACH y C) el bloque reactor digital DRB 200 HACH.....	<b>45</b>
<b>Figura 13.</b> Ensayo del filtrado del efluente con carbón activado granular y zeolita. .	<b>47</b>
<b>Figura 14.</b> A) Filtrados con carbón activado y zeolita. B) Medición de turbidez de los filtrados en el turbidímetro HACH 2100P. ....	<b>47</b>

<b>Figura 15.</b> Ensayos para medición de DQO de los filtrados con carbón activado y zeolita en el colorímetro HACH DR/890. ....	<b>48</b>
<b>Figura 16.</b> Reactor tipo UASB con 2 filtros colocados en la parte externa del reactor (filtro de celulosa y de carbón activado granular). ....	<b>48</b>
<b>Figura 17.</b> A) Vista interior del reactor después de 6 meses y B) Trozos recortados de algunas columnas de PET. ....	<b>49</b>
<b>Figura 18.</b> Análisis de Microscopía Electrónica de Barrido de la biopelícula. ....	<b>50</b>
<b>Figura 19.</b> A) Lodo anaerobio (aproximadamente 45L) y B) Planta de tratamiento aerobio del Edificio Multidisciplinario del campus Aeropuerto (UAQ). ....	<b>53</b>
<b>Figura 20.</b> A) Medición del volumen del lodo anaerobio en probeta de 1000 mL. ....	<b>56</b>
<b>Figura 21.</b> Estabilización del sistema. ....	<b>58</b>
<b>Figura 22.</b> Filtrados resultantes al pasar el efluente + agua residual, a través de filtros de carbón activado granular y zeolita. ....	<b>59</b>
<b>Figura 23.</b> Adherencia de la biopelícula en un sistema anaerobio después de 6 meses. ....	<b>61</b>
<b>Figura 24.</b> Análisis por Microscopía Electrónica de Barrido de la biopelícula en PET. ....	<b>62</b>
<b>Figura 25.</b> Imágenes de los efluentes y filtrados obtenidos para cada caudal. ....	<b>65</b>
<b>Figura 26.</b> Resultados graficados del promedio total del influente y los efluentes de 3, 5 y 7 L. ....	<b>69</b>
<b>Figura 27.</b> Tratamiento anaerobio de 7 L lodo aerobio. ....	<b>72</b>

## 1. INTRODUCCIÓN

A nivel mundial, el volumen de agua renovable *per cápita* ha disminuido en un 40% en los últimos 22 años (RobecoSam Study, 2015). Lo anterior consecuencia del significativo crecimiento de la población y los cambios en los estilos de vida debido al rápido crecimiento económico que generan altas demandas de agua para abastecer a la agricultura, la industria y las ciudades (Anderson, 2003; Umapathi y col., 2013). En adición, el inadecuado tratamiento de los grandes volúmenes de agua generados por estos sectores, ha provocado enfermedades y contaminación ambiental (Zhao y col., 2010). Además, el rezago en infraestructura de tratamiento de aguas residuales municipales en la mayoría de países de la región Latinoamericana y Caribeña es un asunto que no ha recibido la atención debida por parte de las autoridades competentes. En el caso de sistemas de recolección y drenaje de aguas residuales que no cuentan con una planta de tratamiento, situación común en los países en desarrollo, el agua residual es descargada directamente en el medio natural (cuerpo de agua o suelo) (Noyola y col., 2013).

En México por ejemplo, para el año 2015 se reportó que se trató el 52.8% del agua residual generada. Por lo tanto, aún es poco el porcentaje que se trata, lo que requiere especial atención debido a la escases de agua a la que se enfrenta el país (CONAGUA, 2015). De acuerdo a lo mencionado, es necesario mejorar las plantas de tratamiento, así como implementar sistemas de reúso y reciclaje. En este sentido, entre las diversas tecnologías de tratamiento, los sistemas biológicos anaerobios están siendo fomentados debido a varias ventajas que presentan, incluyendo bajos costos de construcción, pequeños requerimientos de terreno, baja producción de lodos, operación y mantenimiento de la planta y generación de energía en forma de biogás (Singh y col., 2013). Ahora bien, dentro de la gama de posibilidades de los sistemas anaerobios, resalta el reactor UASB como la opción

más favorable técnica y económicamente a aplicar. Este tipo de reactor anaerobio, si bien es plenamente aceptado en sus aplicaciones para aguas residuales industriales, se utiliza ya para el tratamiento de aguas residuales de tipo municipal en algunos países. Este reactor se ha consolidado en Brasil, México, Colombia, Cuba y Nicaragua, por mencionar algunos (Noyola y col., 2013)

Con respecto al tratamiento biológico de aguas residuales, los sistemas de tratamiento basados en biopelícula adheridas a soportes presentan ventajas debido a que las comunidades microbianas son resistentes a las condiciones ambientales cambiantes, lo que los hace resistentes a la variación en las concentraciones de toxicidad (Clark Ehlers y col., 2012). Además, al inmovilizar bacterias en un soporte sólido, el comportamiento hidrodinámico se ve mejorado debido a que los microorganismos activos se fijan en el soporte (en forma de biopelícula) incrementando su capacidad para degradar los componentes orgánicos (Liu y col., 2002; Saravanan y Sreekrishnan, 2006).

Por otro lado, una de las problemáticas ambientalmente hablando, es la generación de lodos provenientes de los sistemas de tratamiento aerobios, lo cual es un factor muy importante por los costos de operación que implica su manejo y la contaminación que generan. Un caso especial de uso de lodo con valor económico, se encuentra en el empleo de este lodo de purga, como inóculo en los reactores anaerobios tipo UASB (Noyola y col., 2013), además de que en estos sistemas se pueden tratar dichos lodos activos con el objetivo de estabilizarlos para disponerlos o rehusarlos.

De acuerdo a lo anterior se planteó como objetivo desarrollar un proceso anaerobio implementando un sistema tipo UASB, empleando soportes de PET para aumentar el área de contacto entre los microorganismos y adicionalmente se logre la fijación de la biopelícula con el propósito de aumentar la reducción de contaminantes orgánicos. Lo anterior se espera permita mayor reducción tanto de la carga orgánica y microbiana de aguas residuales domésticas como de lodos residuales procedentes de un sistema aerobio

## 2. FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA

### 2.1 Problemática de la disponibilidad del agua a nivel mundial y nacional.

El agua es el elemento esencial para la supervivencia humana después del aire. Sin agua, la vida tal como la conocemos no sería posible. Sin embargo, desde hace años atrás, existen problemas con respecto a su disponibilidad a nivel mundial. Por ejemplo, más de 80 países en el mundo sufren de déficit de agua y cerca de 1,2 millones de personas en todo el mundo beben agua insalubre hoy. Además, la ingestión de agua contaminada con bacterias patógenas, virus o parásitos causa aproximadamente 250 millones de casos de enfermedades al año están relacionadas con el agua (Ahuja, 2014; Ahuja y Hristovski, 2013). A nivel mundial, la disponibilidad *per cápita* ha disminuido significativamente en unas cuantas décadas. En 1960, a cada habitante le correspondían 11 300 m<sup>3</sup> por año, los que se redujeron a 5 000 m<sup>3</sup>/hab/año en 2010 (MEA, 2005; FAO, 2012). La disponibilidad natural media *per cápita* de agua en México era en 1950 de 18 035 m<sup>3</sup>/hab/año y en 2013 pasó a 3 982 m<sup>3</sup>/hab/año, cifra calificada como baja por el Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo. Por último, en el país, para el año 2030, se pronostica que el agua renovable *per cápita* alcanzará niveles cercanos o incluso inferiores a los 1000 m<sup>3</sup>/hab/año si se continúa a este ritmo, lo cual se califica como una condición de escasez grave (CONAGUA, 2013).

### 2.2 Algunos de los factores que afectan la disponibilidad del agua en México.

En el país existen distintos factores que han generado problemática en la disponibilidad del agua o mejor dicho escases. Algunos de los principales se mencionan a continuación:

a) México se encuentra entre los países con mayor población, ocupa el undécimo lugar a nivel mundial (CONAGUA, 2014). Para el 2030 aproximadamente

el 75.2% de la población total se asentará en localidades urbanas. El incremento de la población está ocasionando la disminución del agua renovable *per cápita* a nivel nacional (CONAGUA, 2013).

b) En México se trata poco porcentaje de agua residual, por lo que se requiere incrementar significativamente los volúmenes de agua residual tratada y su reúso que aumenten la disponibilidad y calidad del agua para los usos a los que se destine (CONAGUA, 2013). Durante el año 2014, las 2 337 plantas en operación a lo largo del país, trataron 111.3 m<sup>3</sup>/s, es decir el 52.8% de los 211.0 m<sup>3</sup>/s recolectados a través de los sistemas de alcantarillado (CONAGUA, 2015). Adicionalmente, la descarga directa a cuerpos de agua de las aguas residuales generadas en estas actividades, limita el uso del recurso para los diferentes usos productivos como el riego o la pesca y la agricultura; el consumo (agua potable) y recreación de contacto (Peña y col., 2013). Con el fin de hacer frente a la disminución de la disponibilidad del agua en los próximos años, será necesario realizar acciones para reducir su demanda, a través del incremento en la eficiencia del uso del agua para riego y en los sistemas de distribución de agua en las ciudades. Además, deberán incrementarse significativamente los volúmenes de agua residual tratada y su reúso, que aumenten la disponibilidad y calidad del agua para los usos a los que se destine (CONAGUA, 2013).

c) En nuestro país existen varios sitios contaminados lo que genera mala calidad de agua, por consecuencia escases de la misma. Prueba de ello, en el 2014 se realizó el monitoreo de calidad del agua, donde se evaluaron tres indicadores, DBO<sub>5</sub>, DQO y SST, en las 13 Regiones Hidrológico-Administrativas (RHA) (Cuadro 1), resultando que los promedios de calidad, se encuentran entre calidad aceptable, contaminados o fuertemente contaminados. Adicionalmente a esta evaluación y de acuerdo a los indicadores de calidad del agua, 260 sitios están clasificados como fuertemente contaminados en algún indicador y varios de ellos están clasificados como contaminados (CONAGUA, 2014).

**Cuadro 1.** Índices de la calidad del agua en México, 2014

Región Hidrológico-Administrativa	Promedio de la calidad del agua en los tres indicadores		
	I	II	III
Total nacional	54.1	26	20
Pacífico Norte	49.4	37.6	12.9
Noreste	53.7	27.8	18.5
Lerma Santiago Pacífico	38.2	31.4	30.5
Golfo Centro	52.5	28	19.4
Aguas del Valle de México	42.8	27.9	29.3
Balsas	46.5	25.7	27.8
Golfo Norte	73.3	17.1	9.7
Cuencas centrales del Norte	53.6	31.2	15.2
Frontera Sur	76.2	18.4	5.4
Península de Baja California	39.4	29.1	31.5
Pacífico Sur	56.5	22.3	21.2
Río Bravo	67.7	22.1	10.2
Península de Yucatán	76.9	14.6	8.5

Fuente: Elaborado por la ASF con la información proporcionada por la CONAGUA mediante el oficio núm. 800.1.00.01.0335 de fecha 12 de agosto de 2015 y la información reportada en el Sistema Nacional de Información del Agua (SINA) (modificado).

- I. Porcentaje de los sitios monitoreados que presentaron excelente y buena calidad del agua.
- II. Porcentaje de los sitios monitoreados que presentaron calidad aceptable del agua.
- III. Porcentaje de los sitios monitoreados que se encuentran contaminados y fuertemente contaminados.

-  Regiones Hidrológico-Administrativas con los promedios más altos de sitios monitoreados que presentaron excelente y buena calidad del agua en los 3 parámetros DBO<sub>5</sub>, DQO y SST.
-  Regiones Hidrológico-Administrativas con los promedios más altos de sitios monitoreados que presentaron calidad aceptable del agua en los 3 parámetros DBO<sub>5</sub>, DQO y SST.
-  Regiones Hidrológico-Administrativas con los promedios más altos de sitios monitoreados que se presentaron contaminados y fuertemente contaminados en los 3 parámetros DBO<sub>5</sub>, DQO y SST.

### 2.3 Tratamiento anaerobio como alternativa viable en países en desarrollo.

Los países en desarrollo en general se ubican en regiones de clima tropical y subtropical y son los que presentan las más bajas coberturas en recolección y tratamiento adecuado de aguas residuales domésticas (ARD), siendo las principales causas aspectos financieros y el desconocimiento o falta de reconocimiento de tecnologías alternativas de bajo costo, lo que compromete la sostenibilidad de los sistemas (El-Fadel y col., 2000).

Los procesos para la remoción de contaminantes de las aguas pueden ser de tipo físico, químico o biológico. Los tratamientos biológicos emplean microorganismos (bacterias, hongos, protozoos y algas) para llevar a cabo la eliminación de aquellos componentes indeseables del agua, aprovechando su actividad metabólica, y obtener así, un efluente final que pueda ser vertido al medio natural. Los procesos de biodegradación se llevan a cabo en reactores biológicos. El diseño y las condiciones de operación de los mismos (pH, temperatura y carácter aerobio o anaerobio del sistema) buscan mantener en cada momento las condiciones óptimas para el crecimiento microbiano. Considerando estos aspectos, existen múltiples formas de operar dependiendo de las características del agua y de la carga orgánica a tratar (Oller y col., 2011). Dentro de las distintas modalidades de tratamiento se encuentran los procesos biológicos aerobios y anaerobios.

La aplicación del tratamiento biológico de aguas residuales pretende promover la coagulación y la eliminación de las partículas coloidales no sedimentables, la estabilización de la materia orgánica, y en algunos casos, la eliminación de nutrientes como el nitrógeno y el fósforo. En el caso de los procesos aerobios, el principal subproducto es biomasa (lodo); en los anaerobios es el biogás (metano), y en una proporción mucho menor el lodo. Ambos procesos han sido utilizados en el tratamiento de aguas sin embargo, la implementación de una etapa anaerobia sola o combinada con un proceso de tratamiento biológico complementario presenta ventajas técnicas y económicas comparado con el proceso aerobio como única etapa de tratamiento debido a aspectos como menor requerimiento de área e

infraestructura en la planta de tratamiento de agua residual (PTAR), bajos consumos de energía, menor producción de lodos, eliminación de la unidad de digestión y espesamiento del lodo en exceso, pues estas etapas ocurren en la misma unidad anaerobia que trata el agua residual y producción de metano, subproducto más importante del proceso anaerobio que puede ser recuperado y utilizado como una alternativa energética (Torres y col., 2005). En adición, independientemente de la buena evolución del tratamiento y de bajo requerimiento tierra de los sistemas aeróbicos; estos métodos tienen inconvenientes abundantes en comparación con los sistemas de tratamiento anaeróbico, tales como (Lettinga de 2008):

- Energía intensiva.
- La producción alta de lodos mal estabilizados (60-70% de la DQO de entrada se convierte en biomasa).
- La inversión alta y la operación.

Por lo tanto, es indispensable emplear estos sistemas de tratamiento anaerobios, por las ventajas que representa implementarlos en países Latinoamericanos, por lo cual es necesario ampliar la información perteneciente a estos sistemas para conocer sus generalidades en el tratamiento de aguas, las cuales se describirá en la siguiente información.

### ***2.3.1 Tratamiento anaerobio de aguas residuales***

En los sistemas anaerobios, intervienen bacterias, tanto anaerobias estrictas como facultativas; las cuales, a través de una serie de etapas y en ausencia de oxígeno, degradan los compuestos orgánicos, produciendo metano y dióxido de carbono, principalmente (Kitamura y col., 2005).

La digestión anaeróbica se lleva a cabo en cuatro etapas sucesivas. En la primera etapa, llamada hidrólisis, los sustratos orgánicos complejos son degradados en monómeros solubles. En la segunda etapa, conocida como acidogénesis, los monómeros solubles se transforman en ácidos orgánicos, alcoholes, dióxido de carbono e hidrógeno. En la acetogénesis, los ácidos orgánicos se transforman en

ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono. Finalmente, en la metanogénesis, el metano es producido por dos vías: la primera a partir de la degradación de ácido acético y la segunda, a través de la reacción entre el dióxido de carbono y el hidrógeno producido en las etapas previas. La metanogénesis es la etapa más lenta y determina la dinámica global del proceso; así mismo, es la más sensible a los cambios en las condiciones de operación, por lo tanto, es considerada como la etapa limitante. Así, este tipo de procesos aportan beneficios en el sector ambiental y en el sector energético (Beteau y col., 2005; Griffin y col., 1998; Rozzi, 1984).

A continuación se muestra en el cuadro 2, algunos de los parámetros de acuerdo a la sensibilidad que presentan las bacterias que participan en cada etapa:

**Cuadro 2.** Principales características de los organismos anaerobios.

Parámetros	Acidogénicas y acetogénicas	Metanogénicas
Tasa de crecimiento	Alto	Bajo
pH	Baja sensibilidad	Alta sensibilidad
Temperatura	Moderada sensibilidad	Alta sensibilidad
Agentes tóxicos	Moderada sensibilidad	Alta sensibilidad
Ácidos volátiles	Baja sensibilidad	Alta sensibilidad
Potencial rédox	Baja sensibilidad	Alta sensibilidad

Fuente: (Andreoli y col., 2007)

### **2.3.2 Clasificación de los sistemas anaerobios.**

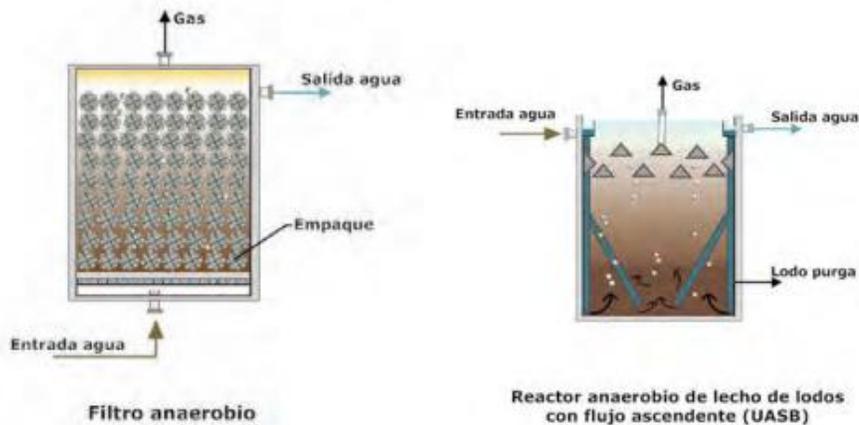
La clasificación común de las diversas configuraciones de reactores anaerobios se hace con base en generaciones, considerando que cada una de ellas tiene características semejantes y que el paso de una a otra se debe a mejoras de proceso que los hacen más compactos y capaces de soportar mayores cargas orgánicas. Básicamente, los reactores de primera generación (Figura 1) son sistemas en su mayoría con biomasa sedimentada y sin mezclado, lo que limita grandemente la transferencia de masa (sustrato) entre el medio líquido y los microorganismos. Así mismo, no tienen sistemas para incrementar su temperatura.

La segunda generación se inicia al lograr retener la biomasa en el sistema mediante la formación de una biopelícula sobre un empaque, o bien por la retención por sedimentación de un lodo denso activo, con la suficiente mezcla en la cama de lodos para favorecer la transferencia de masa (Figura 2). En estos sistemas se incrementa claramente el tiempo de retención celular sobre el tiempo de residencia hidráulica, lo que se traduce en reactores más compactos y capaces de recibir una mayor carga orgánica volumétrica.

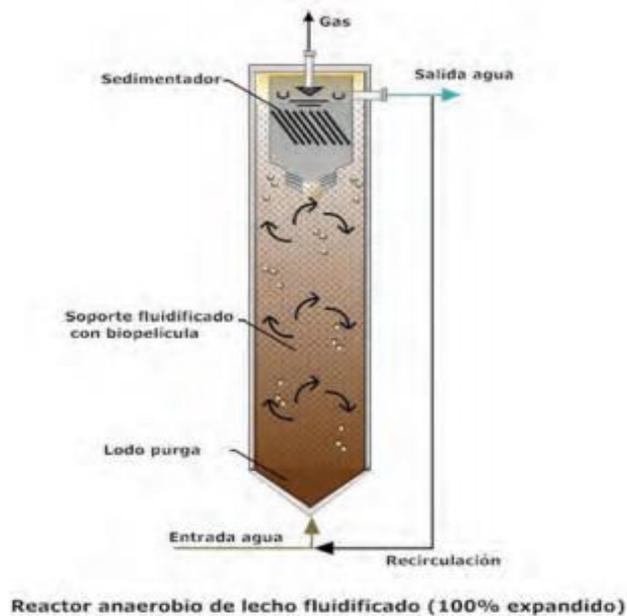
En la tercera generación se avanza en la transferencia de masa del sistema al incorporar una alta velocidad de flujo ascendente en el reactor, lo que aunado a la elevada producción de biogás, resultado a su vez de la mayor carga volumétrica que pueden recibir estos reactores, provoca una fuerte mezcla en la cama de lodos, alcanzando su expansión y fluidificación (Figura 3) (Noyola y col., 2013).



**Figura 1.** Procesos anaerobios primera generación (Fosa séptica y Tanque Imhoff).



**Figura 2.** Procesos anaerobios segunda generación (Filtro anaerobio y Reactor UASB).



**Figura 3.** Procesos anaerobios para el tratamiento de aguas residuales tercera generación (Reactor anaerobio de lecho fluidificado).

### **2.3.3 Algunos requerimientos en un sistema anaerobio.**

El período de arranque de reactores anaerobios es una etapa crítica y relativamente lenta debido a que debe desarrollarse una población microbiana suficiente y equilibrada que frecuentemente determina la eficacia de operación del reactor. La actividad de la biomasa depende de muchos factores; con relación a los micronutrientes, la deficiencia de uno puede limitar el proceso biológico (Torres y col., 2005). La problemática del arranque de un reactor anaerobio consiste en mantener las condiciones adecuadas para el crecimiento de la biomasa siendo los nutrientes necesarios de lo más importantes para ello (Pacheco y Magaña, 2003).

La metanogénesis es la etapa crítica en el proceso de degradación, por las características de las bacterias que la llevan a cabo, y por ser la más lenta de todo el proceso. En buena medida, la digestión anaerobia se ha de llevar a cabo en las condiciones óptimas para el buen funcionamiento de estas bacterias metanogénicas. Por otro lado, la mezcla es un factor importante en el control del pH y en la

uniformidad de las condiciones medioambientales. Una buena mezcla evita la concentración de metabolitos intermedios que pueden ser causa de inhibición para las bacterias metanogénicas. (Rodríguez y col., 2006).

Los factores ambientales más importantes para el control de los procesos anaerobios son: el tiempo de retención de sólidos, temperatura, alcalinidad, pH, presencia de sustancias inhibitorias, biodisponibilidad de nutrientes y metales traza (Metcalf y Eddy, 2014). A continuación se mencionan dichas condiciones que deben mantenerse en estos sistemas:

- Los intervalos típicos óptimos de temperatura para las bacterias son (Lettinga y col., 1983):

Bacterias psicrófilas 12-18 °C

Bacterias mesófilas 25-40 °C

Bacterias termófilas 45-65 °C.

- Nutrientes, con valores que aseguren el crecimiento de los microorganismos.

- Tóxicos e inhibidores, cuya concentración ha de ser la mínima posible. Las tasas de crecimiento y reacción aumentan conforme lo hace el rango de temperatura, pero también la sensibilidad a algunos inhibidores, como el amoníaco.

- Agitación. En función de la tipología de reactor debe transferirse al sistema el nivel de energía necesario para favorecer la transferencia de substrato a cada población o agregados de bacterias, así como homogeneizar para mantener concentraciones medias bajas de inhibidores (IDAE, 2007).

- Amonio. El amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) y amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), se acumula durante el rompimiento de proteínas y es el principal inhibidor de los procesos de la digestión anaerobia. Concentraciones cerca de 1700-1800 mg/L pueden inhibir inóculos sin aclimatar, a través de la aclimatación, los niveles de amonio se pueden aclimatar a 5000 mg/L (Yenigun y Demirel, 2013).

- Tiempo de retención hidráulica (TRH). A TRH prolongado de más de 12 días, la velocidad de producción de metano disminuye. AGV, especialmente propionato, se acumula cuando TRH disminuyen. DQO y utilización de AGV y procesos de

estabilización fueron obtenidos cuando TRH se incrementó de 1 a 2 días (Hassan y Nelson, 2012).

- pH. Los metanógenos trabajan efectivamente entre rango de pH de 6,5-8,2, con un pH óptimo de 7,0. Aunque se ha demostrado que el rango de pH óptimo para la máxima obtención de rendimiento de gas en la D.A es 6,5- 7,5. El pH varía debido a varios parámetros como: AGV, concentración de bicarbonato y alcalinidad del sistema y también por la fracción de CO<sub>2</sub> producido durante el proceso. Para mantener el valor de pH constante es esencial controlar la relación entre AGV y concentraciones de bicarbonato que podrían ser añadidos en el reactor continuo durante el periodo de inicio (Kondusamy y Kalamdhad, 2014).

- Alcalinidad. Concentraciones altas de alcalinidad por encima de 6500 mg/L y valores de pH superiores a 7,4 sugieren que la actividad bacteriana puede verse afectada debido a varios efectos tóxicos de alcalinidad. Las sales tóxicas disminuyen la actividad bacteriana. La utilización de algunas sales en los digestores para el control de pH es común, sin embargo, algunas de ellas como sales de potasio y amonio causan efectos tóxicos (Yenigun y Demirel 2013).

- Velocidad de carga orgánica (V.C.O). La V.C.O. representa la cantidad de alimento suministrado a un digester por día bajo condiciones continuas de alimentación. Con el incremento de V.C.O., el rendimiento de biogás se incrementa. La inhibición bacteriana ocurre debido a una alta V.C.O. provocando actividad en la hidrólisis/acidogénesis más que la actividad bacteriana en la metanogénesis, de esta manera se incrementa la producción de AGV, lo cual eventualmente provocaría una acidificación irreversible. Posteriormente, el pH del digester disminuiría y el proceso de hidrólisis sería inhibido (Mao y col., 2015).

#### **2.3.4 Reactor Anaerobio de Manto de Lodos y Flujo Ascendente (UASB).**

En países con grandes problemas de saneamiento y pocos recursos, como los que están en vías de desarrollo, se requieren plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas (PTARD) apropiadas y sostenibles; dado que estos países se

localizan en general en regiones de clima tropical y subtropical (temperaturas superiores a 20 °C), la digestión anaerobia es una tecnología clave que genera subproductos con valor agregado (bioenergía, nutrientes y agua para reúso). América Latina es la región con mayor número de PTARD anaerobias, siendo el reactor UASB el de mayor aplicación para el tratamiento del ARD (aguas residuales domésticas) (Torres, 2012). Por lo tanto, dentro de la gama de posibilidades descrita, resalta el reactor anaerobio de lecho de lodos con flujo ascendente (UASB) como la opción más favorable técnica y económica a aplicar. La inserción de este reactor en el tren de tratamiento le confiere capacidad de absorber picos orgánicos y disminuye los requerimientos energéticos de los tratamientos subsecuentes, además de que repercute favorablemente en la disminución de la producción de lodos residuales y, dependiendo del tamaño de la planta de tratamiento, inclusive en la producción de energía a través de la combustión del metano en el biogás.

Las principales características de un reactor UASB son el flujo ascendente y la particularidad de retener mediante sedimentación los microorganismos en forma de gránulos o flóculos densos, lo que aumenta considerablemente el tiempo de retención celular (TRC). Con esto es posible operar el sistema con reducidos tiempos de retención hidráulica (TRH) y con volúmenes de reactor limitados, conservando buenas eficiencias en la remoción de materia orgánica. En adición a esto, la interacción entre el sustrato y el microorganismo se favorece debido a la turbulencia que provocan las burbujas de gas que ascienden hacia la superficie y al flujo ascendente del agua que atraviesa la cama. Este lecho de lodos funge también como un filtro en el sentido mismo de la palabra; en él queda retenido material particulado que podrá ser degradado en el lecho. Con un reactor anaerobio tipo UASB alimentado con agua residual municipal típica se pueden lograr eficiencias de remoción en DQO del orden de 60 a 70% y de DBO del 70 al 80%.

El reactor se basa en la formación de una cama de lodos (biomasa anaerobia granular o floculada) localizada en el fondo del reactor con un volumen aproximado de 1/3 el volumen total de éste. En la parte superior del reactor se coloca el sistema de captación de biogás (campanas colectoras) cuya función radica en la captación

del biogás formado y la de crear una zona libre de biogás, que favorece la buena sedimentación de los gránulos o flóculos anaerobios que pudieran haber atravesado las campanas colectoras de biogás. La zona ubicada entre la cama de lodos y las campanas colectoras de biogás se denomina zona de expansión de lodo. En ella se aloja el lodo expandido por la acción del biogás y la velocidad ascendente del agua (Figura 4) (Noyola y col., 2013).

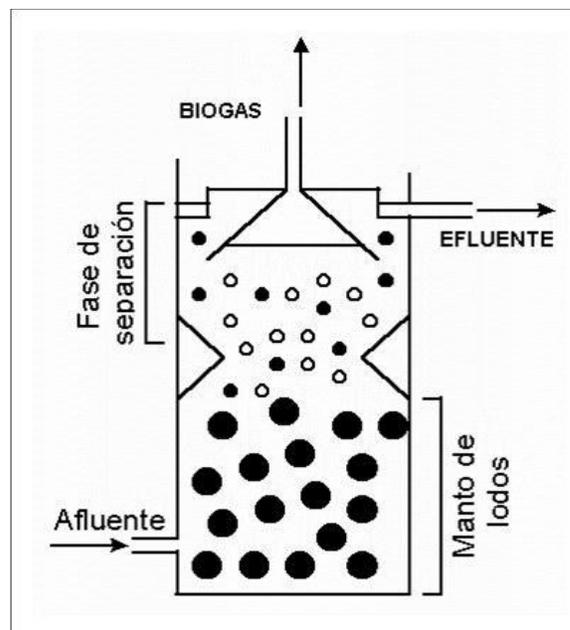
Estos reactores solucionan el problema de recirculación de lodos al aumentar la concentración de biomasa en el reactor manteniéndola en su interior. Se trata de un reactor cuyo lecho está formado por gránulos de biomasa. Estos gránulos son porosos y con una densidad poco mayor que la del líquido, con lo que se consigue un buen contacto de éste con la biomasa. Los reactores suelen tener en su parte superior un sistema de separación gas-sólido-líquido, puesto que se acumula biogás alrededor de las partículas, éstas manifiestan una tendencia a ascender separándose con estos dispositivos. Se consigue una alta concentración de biomasa dentro del reactor que conlleva una elevada velocidad de eliminación de materia orgánica. El agua residual se introduce por la parte inferior, homogéneamente repartida y ascendiendo lentamente a través del manto de lodos (gránulos). Los principales problemas que tiene este tipo de reactor son: puesta en marcha, ya que se ha de conseguir que se desarrollen gránulos lo más estables posibles, la incidencia negativa que tiene el que el agua residual a tratar contenga una gran cantidad de sólidos en suspensión y la deficiente mezcla en la fase líquida que se logra. Este último problema se soluciona de una forma eficaz recirculando parte del gas producido e inyectándolo en la parte inferior de equipo, consiguiendo una expansión del manto de lodos, y por lo tanto, una buena mezcla. Habitualmente la relación altura/diámetro es mayor que para los convencionales UASB siendo capaces de alcanzar mayores cargas orgánicas (10-25 kg DQO/m<sup>3</sup>-día) (Rodríguez y col., 2006).

En la figura 4 se presenta un esquema de un reactor UASB, que consiste básicamente de 3 zonas (Casseeb, 1995):

Zona de entrada: donde el efluente a ser tratado es uniformemente distribuido en la base del reactor y encaminado ascensionalmente a la zona de digestión.

Zona de digestión: el efluente pasa a través de un lecho de bacterias anaerobias donde los contaminantes son degradados y transformados en gas.

Zona de sedimentación: está localizada en la parte superior del reactor, allí sucede la separación del gas, sólido y líquido.



**Figura 4.** Esquema general de un reactor UASB.

Fuente: Márquez y col., 2011.

El líquido a depurar asciende con una pequeña velocidad poniéndose en contacto con una altísima concentración de lodos anaerobios, lecho que es conocido como "manto de lodos" por su capacidad de expandirse debido al flujo ascendente, sin ser evacuado del reactor. Por lo que simultáneamente se llevan a cabo procesos de filtración biológica, absorción y adsorción, al mismo tiempo que decantación. (López, 1998).

Para evitar el arrastre de biomasa, se incorporan separadores de fases (gas, líquido, sólido) en la parte superior del tanque, a partir de las cuales es factible reutilizar el biogás, incrementando el tiempo de retención celular (Ramírez y Koetz, 1998).

Algunas de las ventajas y desventajas en el empleo de estos reactores son las que se mencionan a continuación:

**Ventajas:** Son económicos energética y ecológicamente. Bajos requerimientos nutricionales. El proceso puede manejarse con altas cargas intermitentes. Los lodos se conservan (sin alimentación) por largos períodos de tiempo.

**Desventajas:** Las limitaciones del proceso están relacionadas con las aguas residuales que tienen altos contenido de sólidos, o cuando su naturaleza impide el desarrollo de los lodos granulados. El arranque del proceso es lento, pues consiste en mantener las condiciones adecuadas para el crecimiento de la biomasa siendo los nutrientes necesarios lo más importante para su crecimiento. Las bacterias anaerobias (particularmente las metanogénicas) se inhiben por un gran número de compuestos. Su aplicación debe ser monitoreada y puede requerir un pulimiento posterior de su efluente (Márquez y col., 2011).

#### *Algunas de las aplicaciones del reactor UASB*

Dentro de los procesos anaerobios de tipo compacto, el conocido como reactor anaerobio UASB, es sin duda, el más aplicado a nivel mundial en aguas residuales industriales. En aguas de tipo municipal, es también una tecnología con bastante aplicación, particularmente en Brasil, Colombia, India y México (Vásquez y Collazos, 2013).

Un número de investigadores han recomendado la tecnología anaerobia como el reactor UASB para el tratamiento de aguas residuales en las regiones tropicales y subtropicales (Cavalcanti, 2003; Banihani y Field, 2013; Banu y col., 2007; Halalsheh, 2002; Leitao, 2004; Mgana, 2003; Seghezzi, 2004).

La mayoría de las investigaciones que han aplicado la tecnología UASB a bajas temperaturas (15°C), se enfocan principalmente a la remoción de DQO y no a la remoción de patógenos. Lew y col., 2004, reportaron una remoción de 48% y 70% a 10 y 14°C respectivamente, para el tratamiento de aguas residuales domésticas (el TRH varió de 3 a 24 horas). Luostarinen y col., 2007 demostraron que el tanque séptico UASB puede remover 65% del DQO en aguas negras a temperaturas de 5 y 13°C a un TRH de 4.3 días. Elmitwalli y col., 2007 describieron una remoción del 31% del DQO en un reactor UASB tratando aguas grises a un TRH de 20 horas y temperaturas entre 14 y 21.8 °C.

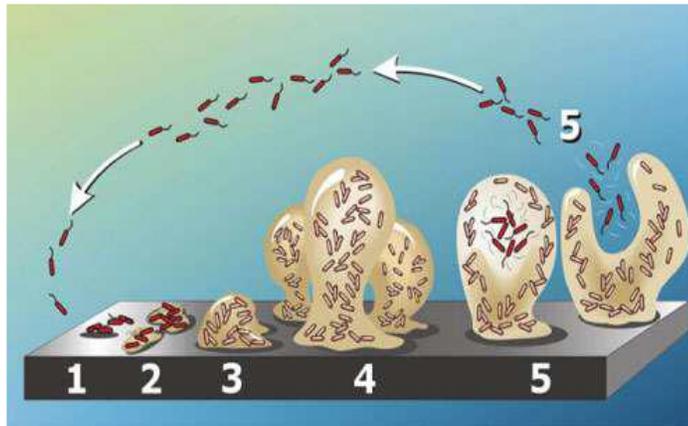
#### **2.4 Empleo de biopelículas en el tratamiento de aguas residuales.**

Las biopelículas son comunidades microbianas unidos a materiales de apoyo y tienen capacidad para la eliminación efectiva de los compuestos orgánicos y la producción de metano (Liu y col., 2014; Zizi y col., 2013; Encina y col., 2005). La biomasa se forma alrededor de los soportes y las partículas en forma de biopelículas crecen con el tiempo. Por otro lado están las biopelículas granulares, que forman formaciones agregados y flóculos, como los utilizados en los reactores de flujo ascendente manto de lodo anaeróbico. Sustancias poliméricas extracelulares están siendo producidos por las células bacterianas; estas sustancias se adhieren a las células que forman flóculos. Dependiendo del material, la biomasa y nutrientes, la biopelícula se puede formar en varios días o meses (Qureshi y col., 2005). Existe una variedad de especies en las biopelículas, tal como bacterias, hongos, algas, levaduras y protozoarios (Centro de MSU para la Ingeniería de biopelícula, 2008). Están compuestas principalmente de células microbianas y SPE (Sustancia polimérica extracelular) puede contener de 50% a 90% del carbono orgánico total de la biopelícula (Flemming y col., 2000). La SPE puede variar en sus propiedades químicas y físicas, pero está compuesta de polisacáridos principalmente. La SPE puede ser hidrófoba, aunque la mayoría de tipos de SPE son ambos hidrófilo e

hidrófobo (Sutherland, 2001) y pueden variar en su solubilidad. Además tienen la capacidad de crecer en materiales naturales por arriba y debajo de la tierra, en metales, plásticos, materiales médicos y tejidos de plantas y del cuerpo humano. Con el paso del tiempo, una biopelícula en el ambiente apropiado crecerá y se adherirá fuertemente a la superficie donde se encuentre soportada (Deibel y col., 2003). En general, la adhesión de la biopelícula ocurrirá más fácilmente en superficies que son más ásperas e hidrófobas. Un aumento de la velocidad de flujo, la temperatura del agua, o la concentración de nutrientes también puede conducir a una mayor fijación, si estos factores no superan los niveles críticos (Donloan, 2002). En el reactor de película fija se requiere un período aproximado de tres meses, mientras que un reactor de manto granular demanda pocas semanas. Ciertos factores como la actividad específica de los lodos, naturaleza de las aguas residuales y características hidrodinámicas del reactor juegan papeles importantes (Samson, 1990).

Las estrategias del comportamiento y sobrevivencia de las colonias sobrepasan las capacidades individuales de las mismas. Por ejemplo, las biopelículas son naturalmente tolerantes a dosis de antibióticos 1,000 veces arriba que las dosis que las matan libres (Centro de MSU para la Ingeniería de biopelícula, 2008). La figura 6 muestra las 5 etapas en el desarrollo de la biopelícula (Cogan y col., 2004):

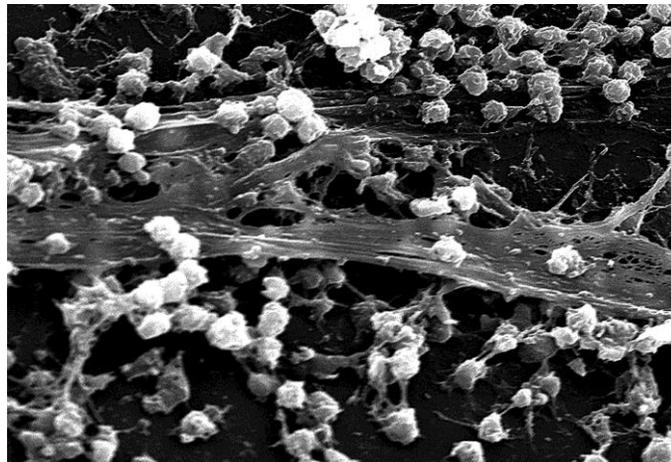
1. Adhesión inicial
2. Adhesión irreversible
3. Maduración 1
4. Maduración 2
5. Dispersión



**Figura 5.** Etapas del desarrollo de la biopelícula

Fuente: Cogan y col., 2004

En adición a lo anterior, en la siguiente figura 7 se puede observar una microscopía de barrido de una biopelícula.



**Figura 6.** Microscopía electrónica de barrido de una biopelícula.

**Fuente:** Revista de divulgación científica y tecnológica de la Universidad Veracruzana (2014).

El principio de la formación de biopelículas en soportes se describe a continuación: la adsorción física en diferentes soportes produce células inmovilizadas, las cuales se fijan en su soporte mediante fuerzas electrostáticas; la colonización de los soportes se produce después de la adsorción inicial conduciendo

a la formación de una biopelícula alrededor de las partículas del soporte sólido. Los microorganismos son atrapados en la biopelícula dentro de una matriz de polímeros extracelulares segregados por ellos mismos. Debido a la presencia de ese polímero segregado, la biopelícula se fija más firmemente al sustrato que usando células adsorbidas. Como las células inmovilizadas son capaces de multiplicarse durante su metabolismo mientras se mantienen confinadas dentro de la estructura de inmovilización, se pueden esperar altas densidades en el cultivo de células; esto permite conseguir altas razones de reacción volumétrica. Además, existen mayores posibilidades para regenerar la actividad biocatalítica de estructuras de células inmovilizadas, así como de implementar la operación en continuo de los reactores con altas razones de dilución (mayor flujo de entrada-salida) con bajo riesgo de lavado. Finalmente, los sistemas con microorganismos inmovilizados permiten aumentar la cantidad de bacterias al interior del reactor aumentando la capacidad de degradación de materia orgánica (Liu y col., 2002; Saravanan y Sreekrishnan, 2006; Fernandez y col., 2007; Milán y col., 2001; Díaz y Herrera, 2008).

Por otro lado, a pesar de las biopelículas a veces tienen efectos perjudiciales, también ofrecen un enorme potencial para ciertas aplicaciones, tales como bioremediación de sitios de desechos peligrosos, biofiltración de aguas residuales municipales e industriales, y formación de bio-barreras para proteger el suelo y las aguas subterráneas contra la contaminación (Centro de MSU para la Ingeniería de biopelícula, 2008) . Cuando se utiliza en sistemas de ingeniería de tratamiento de aguas residuales, las biopelículas son a menudo beneficiosas. Sistemas de tratamiento basados en biopelícula son ventajosos debido a que las comunidades microbianas son resistentes a las condiciones ambientales cambiantes, lo que las hace resistentes a la variación en las concentraciones de toxicidad (Clark Ehlers y col., 2012).

Reactores de biopelículas pueden utilizar diferentes materiales para la formación de biopelículas, tales como: carbón, grava, plásticos, cerámica, vidrio sinterizado, ladrillos refractarios, piedras naturales, incluyendo piedra caliza, grava, piedra pómez, arcilla, arena, carbón activado, saponita, y materiales plásticos

sintéticos (Patel y col., 1994; Qureshi y col., 2005). En un estudio realizado por Patel y col., (1994) comparó diferentes materiales de soporte, como los mencionados anteriormente, y el carbón resultó como el mejor opción para la remoción de la DQO.

El empleo de biopelículas dentro de los biorreactores puede ser hecho como un reactor por lotes, continuo reactor de tanque agitado (RCTA), reactor de lecho empacado (RLE), reactor de lecho fluidizado (RLF), reactor de transporte aéreo (RTA) y reactor anaerobio de manto de lodos de flujo ascendente (RAFA), entre otros (Qureshi y col., 2005). Para efectos del modelado y análisis de procesos anaeróbicos, se considera que la inmovilización de bacterias induce un comportamiento hidrodinámico de tipo filtro de biomasa. La diferencia primordial entre un reactor sin inmovilización de bacterias y uno con filtro de biomasa es que en el segundo, la cantidad de bacterias que salen del reactor por efecto de la extracción es mucho menor (Hernández y col., 2014).

#### ***2.4.1 Importancia del uso del PET como material de soporte.***

El plástico se utiliza como un material indispensable para la vida moderna. La producción de plásticos ha aumentado la producción de 0,6 millones de toneladas métricas en 1950 a 2,5 millones de toneladas en 2010, con un crecimiento promedio anual de aproximadamente 10%. Debido a un descuido humano, plásticos encuentran en ríos y océanos. Los plásticos en el océano se piensa que está aumentando. Los plásticos ligeros tales como el polietileno (PE), polipropileno (PP), tereftalato de polietileno (PET), y poliestireno espumado (PS) se encuentran con frecuencia en la superficie del océano en todo el mundo. La ingestión de plásticos por animales marinos se ha informado ampliamente (Ahuja y col., 2014).

Por otro lado, con lo que respecta al empleo de plásticos, la gran mayoría de los investigadores han descubierto que los microorganismos incorporan mucho más rápido sobre las superficies hidrófobas tales como teflón y otros plásticos que sobre los soportes hidrófilos (Fletcher y col., 1979; Pringle y col., 1983; Bendinger y col., 1993; Donloan 2002).

## 2.5 Tratamiento de lodos residuales aerobios.

Como resultado de la remoción de contaminantes del agua residual, se generan diferentes subproductos, principalmente basuras, arenas y lodos. El subproducto más importante en el tratamiento de aguas residuales, tanto por su volumen, como por el tratamiento posterior que requieren, son los lodos. Estos se producen principalmente en las etapas de tratamiento primario y tratamiento secundario del agua residual. Para poder disponerlos, es necesario estabilizarlos y desaguarlos para reducir la atracción de vectores y su volumen. La disposición de los lodos es otro gran problema en las plantas de tratamiento ya que se requiere construir un monorrelleno o llevarlos a disponer a algún sitio autorizado para esto. La construcción de un monorrelleno tiene el principal problema que requiere una gran superficie de terreno. El terreno tiene un determinado tiempo de vida útil, después del cual se satura (Limón, 2013). Además el lodo fresco y sin tratamiento tendrá muchos patógenos, una alta proporción de agua y la demanda bioquímica de oxígeno de alta (DBO). Los principales objetivos del tratamiento son reducir el contenido de agua, DBO, patógenos y los malos olores. (Strauss, 2003; Koné, 2010).

La generación de lodo en cualquier tipo de tratamiento es inevitable y es un factor muy importante que debe ser considerado para una buena elección del proceso de tratamiento. En el caso de las plantas de aguas residuales municipales con lodos activados convencionales, en general, el costo de inversión se distribuye en un 60% para el tren de agua y el 40% para el tren de tratamiento del lodo. En todos los casos, se debe considerar que el manejo del lodo puede tener un alto impacto en el costo de operación, en particular cuando se tiene que transportar el lodo a lugares lejanos para su disposición final.

Algunos procesos para el tratamiento del lodo son la digestión anaerobia, la digestión aerobia, el composteo, la estabilización con cal, la incineración y la pasteurización. Si se habla de una estabilización del lodo, es decir, crear condiciones ambientales (pH y temperatura) dentro del mismo para evitar la proliferación y actividad microbiana, se habla de los procesos de tratamiento con cal y tratamiento

térmico. Este tipo de estabilización no implica procesos de degradación microbiana, por lo que la materia orgánica no es removida. Por su parte, la estabilización por vía biológica se logra mediante la reducción por conversión microbiana de la materia orgánica biodegradable presente en los lodos, lo que reduce su potencial putrescible y la masa del residuo. Como destino final podrán ser desechados en lugares especialmente acondicionados para ello (mono-relleno sanitario) o si la legislación ambiental lo permite, en rellenos sanitarios municipales. Una opción atractiva para la disposición final es el aprovecharlos como mejoradores de suelos o fertilizantes agrícolas, siempre y cuando cumplan con la normatividad asociada a la producción de biosólidos, nombre como se les conoce a los lodos tratados y acondicionados para su aprovechamiento en tierra. En este rubro hay que tomar en cuenta también el contenido de patógenos, el de metales y compuestos orgánicos que pudieran transformar el lodo en un residuo peligroso (Noyola y col., 2013).

Ambos procesos aeróbicos y anaeróbicos se pueden utilizar para la estabilización de los lodos. La estabilización aeróbica se realiza normalmente mediante compostaje a altas temperaturas (55 ° C) lo cual imita un proceso natural acelerado que se lleva a cabo en un suelo del bosque en el que el material orgánico (hojarasca, los desechos animales) se descompone, lo que resulta en una reducción global del volumen o convertidos a materiales orgánicos más estables. En estabilización anaeróbica, la descomposición bacteriana a través de los procesos anaeróbicos, reduce la DBO de desechos orgánicos y produce una mezcla de gas metano y dióxido de carbono (biogás). La digestión anaerobia es la opción más barata ya que no hay entrada de energía necesaria y el lodo residual todavía se puede utilizar como ameliorante de suelo. Sin embargo, cuando los lodos tienen altas concentraciones de metales pesados o contaminantes persistentes, la digestión anaeróbica no sería la mejor opción como el lodo digerido resultante no sería adecuado para aplicación agrícola. En estas circunstancias, la incineración, la pirólisis o la gasificación pueden ser más adecuadas (Sagasta y col., 2015). La digestión aerobia, aunque tiene un menor costo de construcción que la digestión anaerobia, presenta la desventaja de que el costo de operación es más elevado, ya

que requiere suministro de aire para estabilizar los lodos. El composteo se usa generalmente en los lodos que serán utilizados como mejoradores o acondicionadores de suelos. Este proceso requiere de mano de obra intensiva y puede generar olores. Además, puede incrementar la masa de biosólidos a disponer y transmitir los patógenos por medio del polvo que genera (Limón, 2013).

### ***2.5.1 Algunos mecanismos de reducción de lodos aerobios.***

Uno de los mecanismos es la sucesión microbiana, la cual predice que las especies oportunistas tienen una elevada inversión de energía en reproducción y que por tanto abarcan nichos más amplios, sin embargo, estas serán reemplazadas por el equilibrio de las especies que inviertan más en energía para su mantenimiento además de abarcar nichos más reducidos de acuerdo con el desarrollo de la comunidad (Garland y col., 2001).

Por otro lado, el incremento del tiempo de retención de lodos (TRS) es comúnmente reconocido como la opción de gestión más sencilla de proporcionar inmediatamente una baja producción de lodos (Lubello y col., 2009; Keskes y col., 2013).

Otra forma es la técnica de ciclos alternos (CAs) de lodos en los regímenes aeróbicos, anóxicos y anaeróbicos, que son una prometedora estrategia que puede reducir el rendimiento de lodos convencional de lodos activados hasta en un 50% con la posible disminución de los costos de capital y de operación que los lodos basados en técnicas físico/químicas técnicas de minimización de lodo (Semblante y col., 2014).

Finalmente, la depredación es una forma de reducción de lodos, donde se confrontan organismos superiores, tales como protozoos y metazoos, en los procesos de lodos los cuales depredan bacterias, mientras que la descomposición del substrato permanece inalterada. Durante la transferencia de energía de bajos a altos niveles tróficos, la energía se pierde debido a la conversión ineficiente de la biomasa. En condiciones óptimas, la pérdida total de energía será máxima y la producción total de biomasa será mínima (Ratsak y col., 1996).

### 3. MOTIVACIÓN DE LA PROPUESTA

El principal problema de la calidad del agua en México, es la falta de infraestructura para el tratamiento de las aguas residuales, además son limitados los recursos económicos destinados a este rubro. En adición, grandes volúmenes de aguas residuales son evacuados sin tratamiento previo (CONAGUA, 2012) en el medio natural provocando enfermedades, contaminación ambiental y principalmente escases de agua.

Prueba de lo anterior, se tiene como dato preocupante, que aproximadamente la mitad (52.8%) del agua residual que se genera en el país, recibe tratamiento (CONAGUA 2015).

Una alternativa para el tratamiento de aguas residuales (industriales y domésticas) es el reactor UASB, el cual es considerado una tecnología sostenible para el tratamiento de aguas residuales domésticas en los países en vías de desarrollo y para pequeñas comunidades (Abid y col., 2011). Adicionalmente, en un reactor anaerobio UASB alimentado con agua residual municipal se pueden lograr eficiencias de remoción en DQO del orden de 60 a 70% y de DBO del 70 al 80%. (Noyola y col., 2013).

Las biopelículas ofrecen un enorme potencial para ciertas aplicaciones como la biofiltración de aguas residuales municipales e industriales (Centro MSU para Ingeniería de biopelícula, 2008). Sistemas de tratamiento basados en biopelícula son ventajosos debido a que las comunidades microbianas son resistentes a las condiciones ambientales cambiantes (Clark Ehlers y col., 2012).

Es necesario tratar los lodos aerobios ya que representan problemáticas económicas y ambientales (Noyola., 2013). Para ello, existen numerosas tecnologías de estabilización de lodos, donde una opción viable, son los sistemas anaerobios, los cuales ayudan a la remoción de la carga orgánica y microbiana de dichos lodos activos.

#### **4. HIPÓTESIS**

El efecto de la aplicación de condiciones específicas de velocidad de flujo y tiempo de retención hidráulica en un reactor tipo UASB, así como la interacción de microorganismos fijados en forma de biopelícula en un material polimérico, reducirá la carga orgánica y microbiana de aguas residuales domésticas y de lodos procedentes de sistemas aerobios.

## **5. OBJETIVOS**

### **5.1 Objetivo general:**

Desarrollar un sistema anaerobio para la reducción de la carga orgánica y microbiana, tanto de aguas residuales domésticas como de lodos provenientes de un sistema aerobio, mediante la aplicación de condiciones específicas de velocidad de flujo y tiempo de retención, así como la fijación de microorganismos en forma de biopelícula en el soporte de PET.

### **5.2 Objetivos específicos**

1. Crecer y adaptar microorganismos anaerobios procedentes de una fosa de almacenamiento en un reactor tipo UASB, logrando su fijación en forma de biopelícula en columnas de PET.

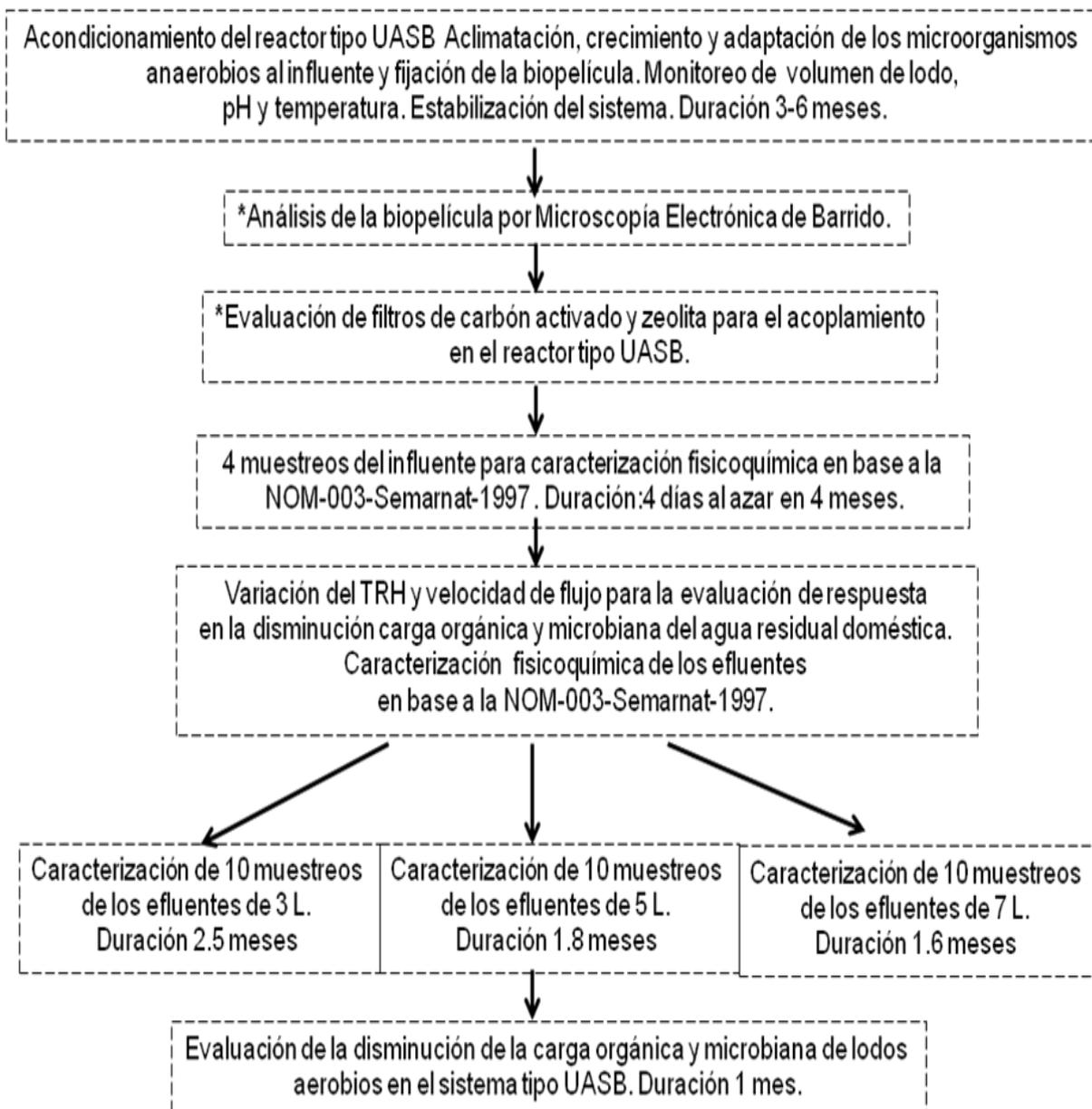
2. Determinar el efecto de la velocidad de flujo y el tiempo de retención hidráulica sobre la reducción de la carga orgánica y microbiana de aguas residuales domésticas en el sistema tipo UASB.

3. Evaluar la eficiencia en la reducción de la carga orgánica y microbiana de lodos procedentes de un sistema aerobio por medio del reactor tipo UASB.

4. Determinar la eficiencia del sistema en la reducción de la carga orgánica y microbiana de aguas residuales domésticas en base a la NOM-003-SEMARNAT-1997.

## 6. METODOLOGÍA

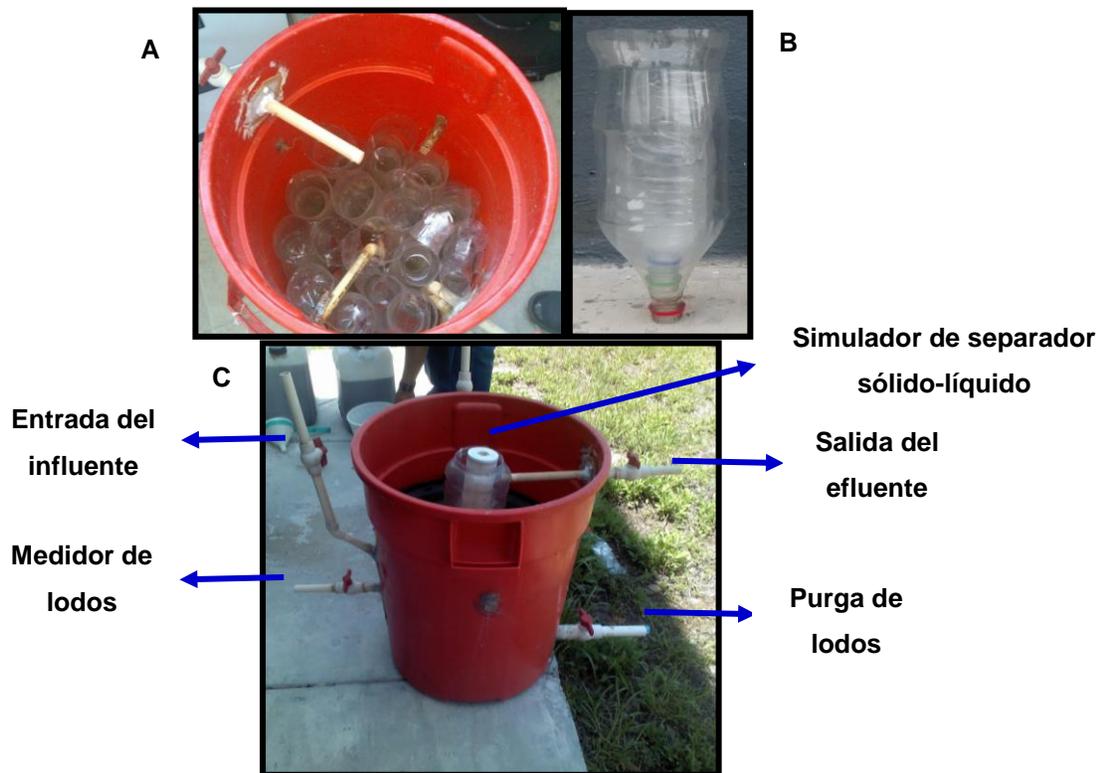
**Figura 7:** Diagrama general de la metodología.



## 6.1 Crecimiento y adaptación de microorganismos anaerobios a un reactor tipo UASB y fijación de la biopelícula.

### 6.1.1 Acondicionamiento inicial del reactor tipo UASB.

Se construyó un reactor tipo UASB de 140 L (es tipo UASB debido a las modificaciones en su estructura, aunque cumple con el principio básico de tratamiento en estos equipos). Se colocaron 15 columnas de PET en la parte inferior del reactor como se muestra en la figura 9A. Para la formación de las columnas de PET, se colectaron y cortaron de la base las botellas de 0.5L, 1L y 2L y se colocaron dentro de la botella de 2 L, la de 1 L y la de 0.5 L (Figura 9B). Además se colocó en la parte superior un filtro de celulosa como se muestra en la figura 9C y una tapa para cubrir completamente el reactor. Se pueden observar en la misma figura 9C, los tubos de entrada de influente, salida de efluente, medidor de lodos y purga de lodos. El prototipo se operó en la intemperie a temperatura ambiente (TA).



**Figura 8.** Implementación del sistema tipo UASB. A) Cama de PET en la parte interna del reactor tipo UASB; B) Columnas de PET; C) Tapa con filtro de celulosa (simulador de separador sólido-líquido).

Adicional a lo anterior, se calculó el área total de las columnas de PET donde se consideraron el área del cilindro y la del cono truncado (figuras A1 y A2 de anexos) y se tomaron medidas de los 3 modelos de botella que se emplearon (0.5, 1 y 2 L) para determinar el área superficial de todas las columnas (cuadros A1 y A2 de anexos). Lo anterior es importante ya que influye directamente en la superficie de contacto entre los microorganismos, el aumento en la eficiencia del tratamiento del agua residual y en la fijación de la biopelícula. Posteriormente, se procedió a inocular el lodo y adaptar los microorganismos al influente, lo cual se describe a continuación.

#### *6.1.2 Crecimiento y adaptación del inóculo al influente.*

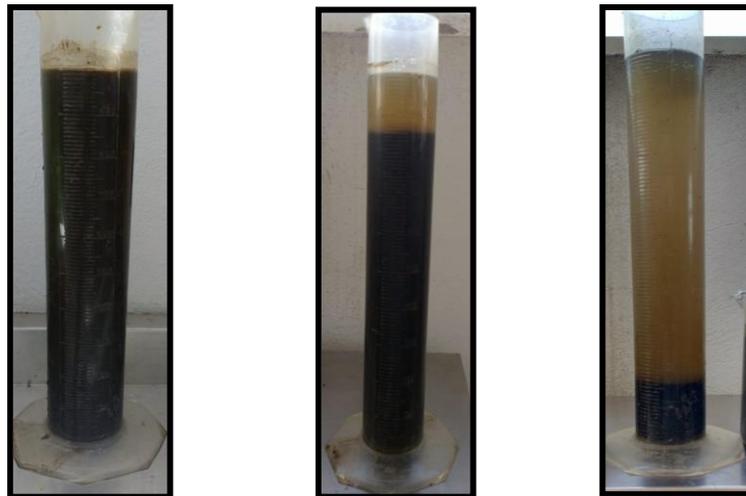
Se llevó a cabo la inoculación de 40 L de lodo anaerobio en el reactor tipo UASB. Dicho lodo se obtuvo de la fosa de almacenamiento del Edificio Multidisciplinario del Campus Aeropuerto de la Universidad Autónoma de Querétaro (UAQ) (Figura 10A). Se dejaron aclimatando 4 días sin alimento. Después de los 4 días, se le agregó un flujo mínimo de 1 L de agua residual por 1 mes (Figura 10B) procedente del influente de la planta de tratamiento aerobio del Edificio Multidisciplinario Campus Aeropuerto de la UAQ. . Se le agregó un volumen bajo con la finalidad de obtener microorganismos resistentes al estresarlos con poco alimento y de esta manera influyera en la eficiencia del tratamiento del agua residual.



**Figura 9.** A) Fosa de almacenaje de lodo anaerobio. B) Influyente procedente de la planta de tratamiento del Edificio Multidisciplinario del Campus Aeropuerto de la UAQ.

Posterior a 1 mes, se añadieron 2 L de agua residual por 3 meses adicionales, de tal manera de ir aumentando gradualmente el volumen y se fueran adaptando los microorganismos al influente. Durante las fases de adaptación, crecimiento y tratamiento de los diferentes volúmenes de agua, se procedió a la medición del volumen del lodo y del sobrenadante en una probeta de 1 L dejando sedimentar por 30 min (Figura 11). Esto con la finalidad de observar el comportamiento y/o la reducción del lodo, para determinar en qué momento fue necesario adicionar lodo, observar el cambio en el color del sobrenadante y para determinar a qué tipo de lodo pertenecía (disperso, floculento o granular).

Durante el proceso de operación del reactor se midió el pH y temperatura. Esto con la finalidad de determinar si las condiciones fueron adecuadas para el tratamiento y la fijación. Además es importante mencionar que en este proyecto se evaluó el tratamiento a condiciones de operación (no se agregaron químicos, ni energía y se colocó el sistema a la intemperie).



**Figura 10.** Medición del volumen del lodo y sobrenadante en 45 días aproximadamente midiendo en una probeta de 1 L.

Nota importante: En 3 ocasiones se dañaron las tuberías, consecuencia del clima variable, ya que como se mencionó se colocó el reactor a la intemperie, por lo que se reparó y reforzó las tuberías y se reinició el proceso, retardando 6 meses la etapa de aclimatación, crecimiento y adaptación. En este periodo además se colocó un tubo dispersor (Figura A3 de anexos) que serviría para obtener una mejor distribución del influente.

### *6.1.3 Caracterización fisicoquímica del influente.*

Dentro de la fase de adaptación y crecimiento, se tomaron 3 muestreos del influente al azar (por triplicado), en 3 diferentes meses y se realizaron pruebas fisicoquímicas en el Laboratorio de Hidráulica del Campus Cerro de las Campanas de la UAQ. Se midió temperatura y pH de los 3 diferentes muestreos y se basó en las metodologías propuestas en la NOM-003-SEMARNAT-1997 para realizar los siguientes análisis: Coliformes fecales, Huevos de helminto, Grasas y aceites y Sólidos suspendidos totales. A continuación se mencionan dichas metodologías:

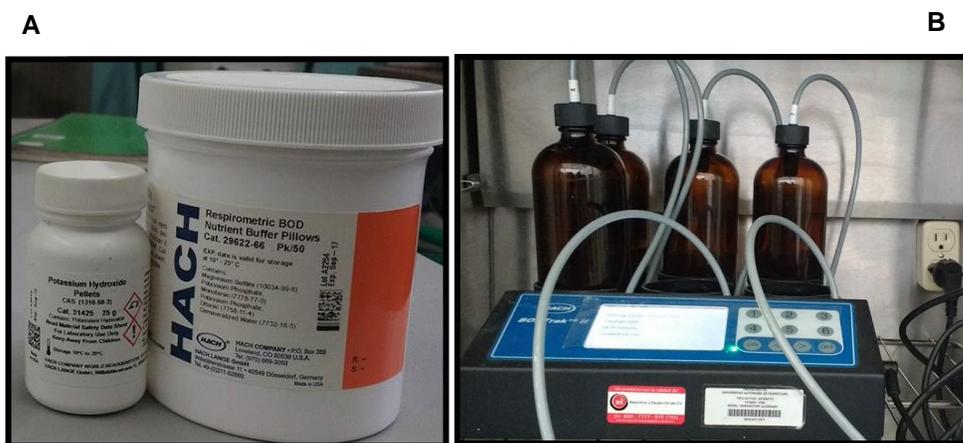
1.- Para la determinación de grasas y aceites-Método de extracción Solhlet se consultó la Norma Mexicana **NMX-AA-005-1980**.

2.- Para la determinación de coliformes fecales se consultó la **NMX-AA-042-1987**, para la determinación del número más probable, empleando tubos múltiples de fermentación.

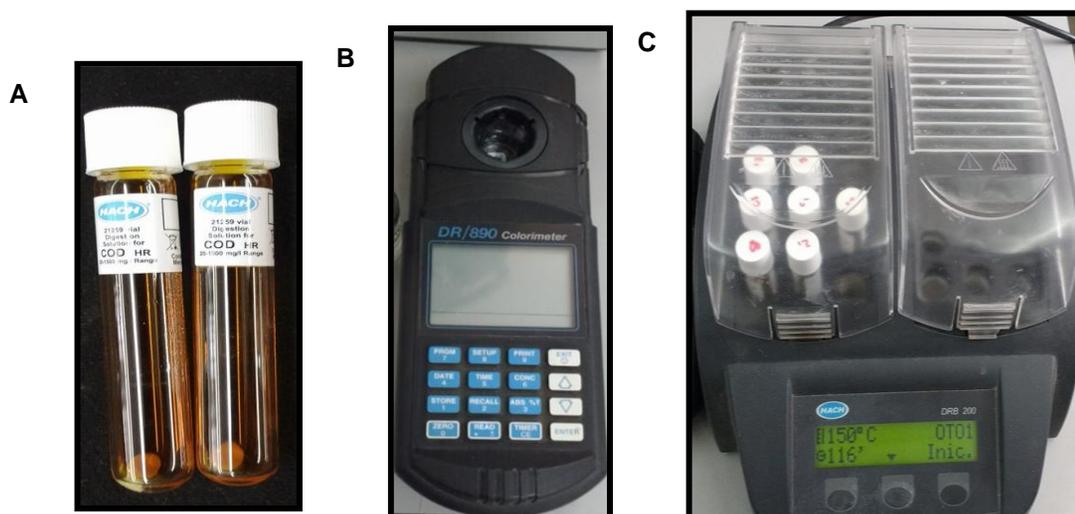
3.- Para la determinación de sólidos suspendidos totales se consultó la **NMX-AA-034-1981** empleando el método gravimétrico.

4.- El análisis para la cuantificación de huevos de helminto, se envió al Laboratorio Centro de Servicios Químicos (C.S.Q.) con no. de acreditación AG-160-027/12, debido a que en el Laboratorio de Hidráulica no se contaba con el instrumental y equipos para realizarlo.

Para la determinación del DBO<sub>5</sub> se empleó el kit de reactivos HACH (Figura 12A) y el equipo DBO Trak™ II, edición 2 de la misma marca (Figura 12B). Para el DQO se empleó el kit de reactivos para DQO HACH (Figura 13A), el colorímetro DRB 800 (Figura 13B) y el bloque reactor digital DRB 200 (Figura 13C), ambos de la marca HACH. Las metodologías que se siguieron para estas determinaciones son las indicadas en los mismos kits.



**Figura 11.** A) Kit de reactivos para determinación de DBO marca HACH. B) Equipo DBO Trak II, edición 2 HACH.



**Figura 12.** A) Reactivo para determinación de DQO marca HACH. B) Colorímetro DR/890 HACH y C) el bloque reactor digital DRB 200 HACH.

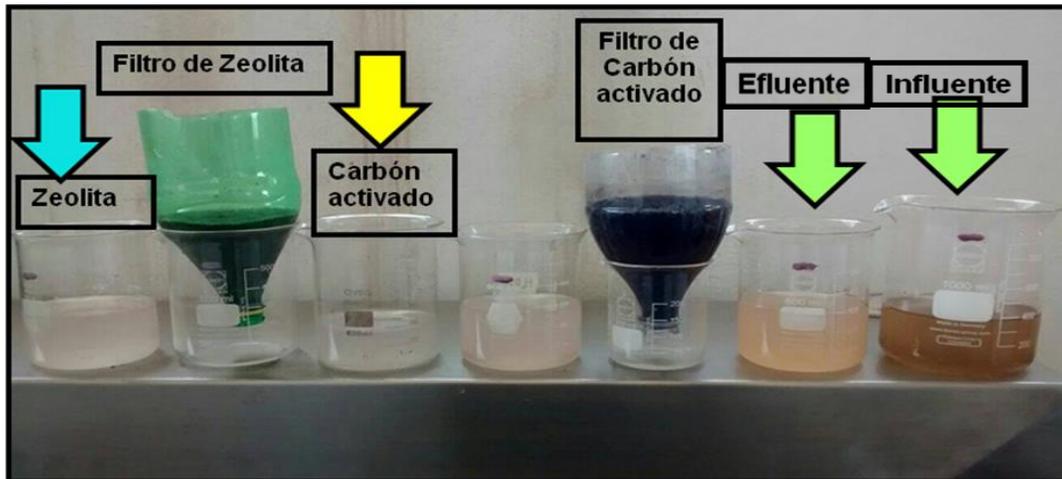
Se muestreó un cuarto influente en otro mes distinto, el cual fue enviado al Laboratorio C.S.Q., donde se caracterizó en base a la misma normatividad y de esta manera darle validez a los resultados obtenidos en el Laboratorio de Hidráulica.

#### *6.1.4 Estabilización del sistema.*

Durante un plazo de 3-6 meses de aclimatación, crecimiento y adaptación de los microorganismos, se procedió a la estabilización del sistema en base a la características que presentaron los microorganismos durante el esta etapa. Lo anterior debido a los cambios de color observados en el sobrenadante del lodo medido en una probeta de 1 L y en muestreos de efluente tomados al azar dentro del reactor. Para comprobar la estabilización del sistema, se midió las diferencias en turbidez del influente y efluente. Posterior a la estabilización del sistema, se aumentó a 3 L de agua residual con el objetivo de ir adaptando gradualmente los microorganismos y la implementación de la biopelícula, ya que entre mayor carga orgánica, mayor fijación de biopelícula. Posteriormente se obtuvo un primer efluente, al cual se procedió a realizar un análisis de filtrado, donde dicho efluente se sometió a filtros de carbón activado y zeolita.

#### *6.1.5 Filtrado del primer efluente con carbón activado y zeolita.*

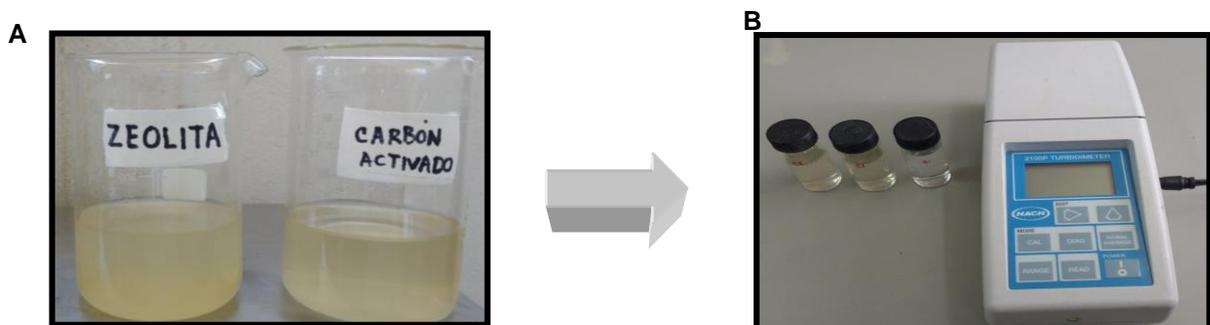
Para evaluar la eficiencia de los filtros de carbón activado y zeolita que determinó la elección de alguno de ellos, se realizaron ensayos en laboratorio, donde se montaron filtros con cada material en embudos de PET, y se pasó a través de ellos un muestreo del efluente obtenido del sistema tipo UASB (Figura 14).



**Figura 13.** Ensayo del filtrado del efluente con carbón activado granular y zeolita. Se observan los filtros implementados de carbón activado y zeolita, además de los filtrados obtenidos en cada caso después de pasar el primer efluente a través de cada filtro.

Posterior a la obtención del filtrado con ambos materiales, se procedió a medir la turbidez de los filtrados de carbón activado y zeolita, los cuales fueron realizados en el Laboratorio de Hidráulica de la UAQ Cerro de las Campanas. Se realizó cada estudio (turbidez y DQO) por triplicado para cada filtrado con carbón activado y zeolita.

Para cuantificar la turbidez de ambos filtrados, se empleó el turbidímetro HACH modelo 2100P (Figura 15B). Se pasó a través de un filtro y se midió cada uno en el equipo.



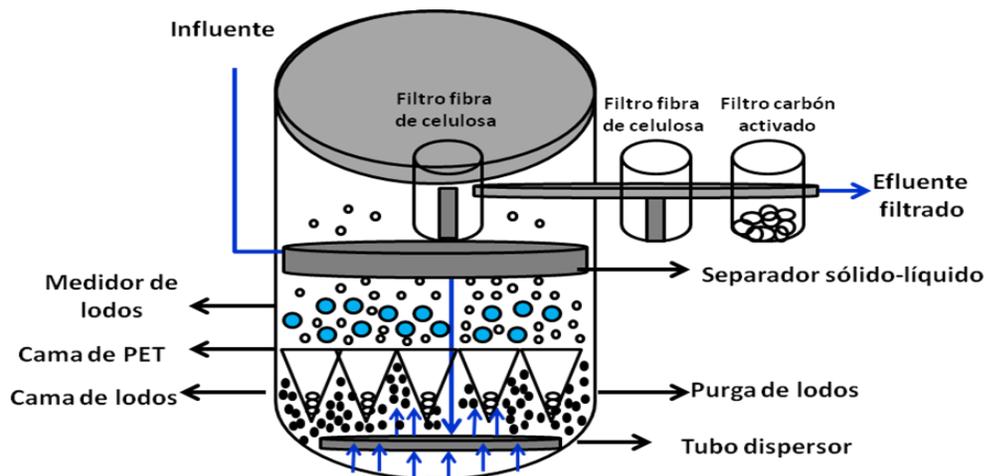
**Figura 14.** A) Filtrados con carbón activado y zeolita. B) Medición de turbidez de los filtrados en el turbidímetro HACH 2100P.

Para la medición del DQO se empleó el kit HACH para DQO y el colorímetro HACH modelo DR/890 (Figura 16). Las especificaciones de la metodología vienen descritas en el kit del reactivo y equipos empleados.



**Figura 15.** Ensayos para medición de DQO de los filtrados con carbón activado y zeolita en el colorímetro HACH DR/890.

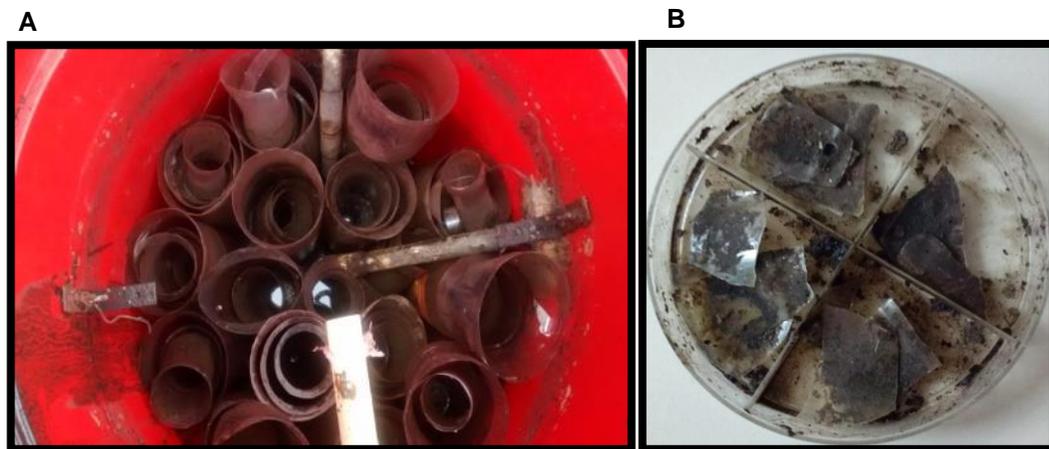
Posteriormente se acopló un filtro de carbón activado y fibra de celulosa al reactor tipo UASB (Figura 17). Esto se realizó con la finalidad de mejorar la calidad del agua residual.



**Figura 16.** Reactor tipo UASB con 2 filtros colocados en la parte externa del reactor (filtro de celulosa y de carbón activado granular).

### 6.1.6 Fijación de la biopelícula al PET.

Posterior a 6 meses del arranque del sistema, se verificó si los microorganismos fueron capaces de formar la biopelícula en el PET. Para comprobar lo anterior, se vació el reactor (Figura 18A) y se extrajeron algunas columnas de PET las cuales se compararon con una columna limpia que no se había introducido al reactor.



**Figura 17.** A) Vista interior del reactor después de 6 meses y B) Trozos recortados de algunas columnas de PET.

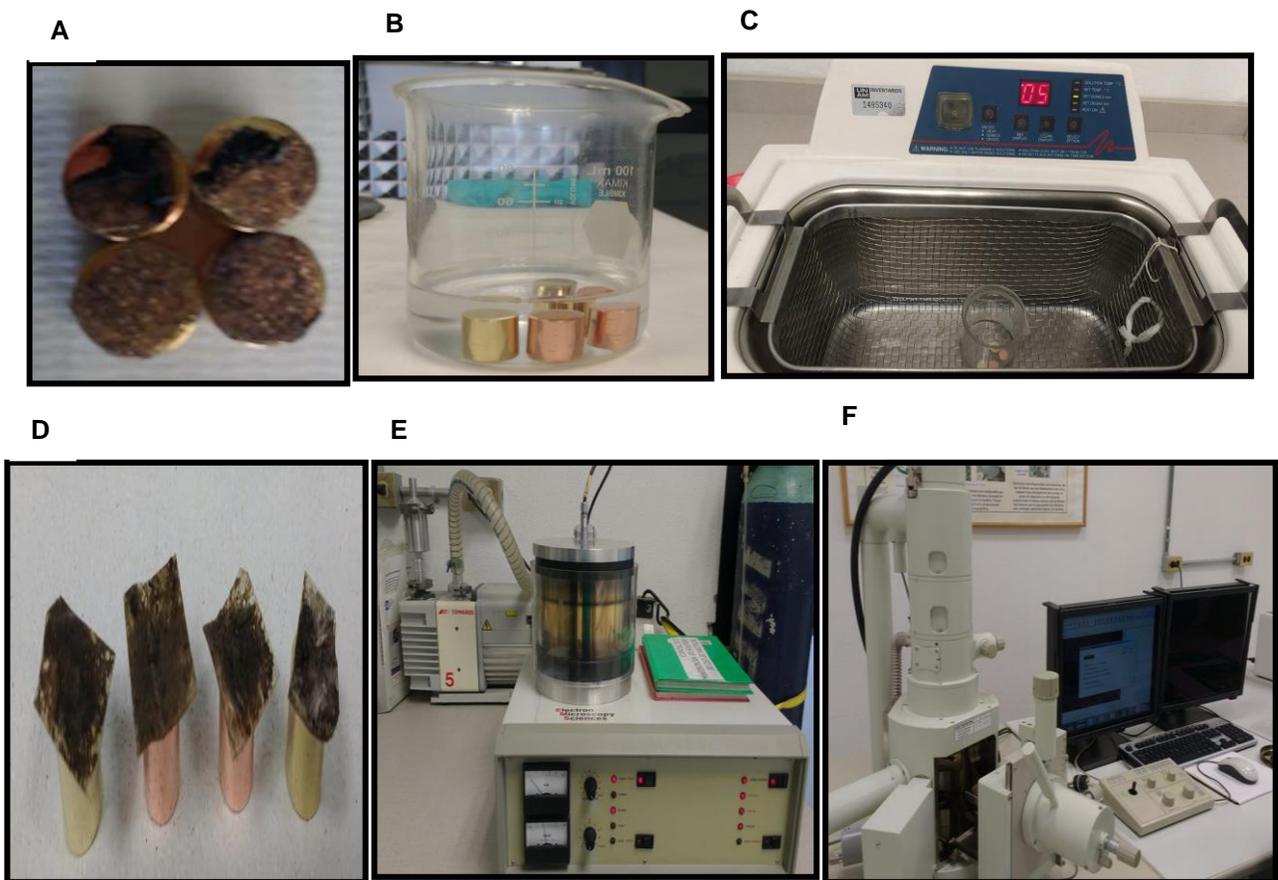
### 6.1.7 Análisis de la biopelícula por Microscopía Electrónica de Barrido.

Una vez que se pudo observar lodo anaerobio adherido al soporte de PET (apartado anterior), se realizó el análisis comprobatorio de la fijación de la biopelícula. Dicho análisis se realizó por Microscopía Electrónica de Barrido, donde se cortaron pequeños pedazos de PET (Figura 18B), los cuales se llevaron para su análisis en el Centro de Física Aplicada y Tecnología Avanzada (CFATA), Laboratorio de Microscopía Electrónica de la UNAM Juriquilla de Querétaro.

Se inició éste proceso, limpiando los porta muestra (Figura 19A), a los cuales se les retiró los restos de suciedad y se les dio brillo con la crema Brasso brilla metal. Posteriormente se agregó cetona a un vaso de precipitados de tal forma que los

cubriera completamente (Figura 19B) y se colocó el vaso a baño maría por 5min (Figura 19C). Se dejan secar, se les coloca una cinta adhesiva especial a cada porta muestra y a cada porta muestra se le coloca los trozos de PET (Figura 19D). Después se colocan junto con soportes de almidón y de oro para que les dé cobertura a los trozos. Se colocaron por 10 min en el equipo sputtering (evaporador de oro) de la marca Edwards (Figura 19E) para que les diera dicha cobertura.

Una vez preparadas las muestras se analizaron en el Microscopio Electrónico de barrido (Figura 19F).



**Figura 18.** Análisis de Microscopía Electrónica de Barrido de la biopelícula. A) Soportes de muestra sucias; B) Soportes limpios en vaso precipitados con cetona; C) Baño maría de los soportes; D) Soportes con trozos de PET con muestra de lodo; E) Puttering y F) Análisis de la muestra por Microscopio Electrónico de Barrido.

## 6.2. Determinación del efecto de la velocidad de flujo y TRH sobre la remoción de la carga orgánica y microbiana de aguas residuales domésticas.

Una vez estable el sistema, se procedió a variar los caudales del influente, donde se probaron 3 volúmenes, los cuales corresponden a 3, 5 y 7 L por día. Los tiempos de retención hidráulica (TRH) calculados en base a la fórmula 1, fueron de 47, 28 y 20 días respectivamente.

### Fórmula para calcular el tiempo de retención hidráulica

$$TRH = \frac{V_r}{Q} \quad \longrightarrow \quad \text{(Fórmula 1)}$$

TRH= tiempo de retención (s); VR= Volumen total (m<sup>3</sup>); Q= Caudal (m<sup>3</sup>/s ó L/día).

Se calcularon las velocidades de flujo de los 3 diferentes volúmenes, para correlacionar éste efecto de variación, con los resultados de cada tratamiento. Las fórmulas son las que se describen a continuación, donde primero se realizó el cálculo de la carga hidráulica, para posteriormente calcular la velocidad de flujo.

### Fórmulas para calcular la velocidad de flujo (Vf)

$$CH = \frac{Q}{AR} \quad \longrightarrow \quad \text{(Fórmula 2)}$$

Donde CH es la carga hidráulica (m/h); Q el caudal (m<sup>3</sup>/día) y AR el área del reactor (m<sup>2</sup>).

$$V_f = 4CH \quad \longrightarrow \quad \text{Fórmula 3)}$$

Donde Vf es la velocidad de flujo (m/s).

Cada volumen se agregó por día hasta alcanzar los TRH 47, 28 y 20 días respectivos para la obtención de cada efluente (3, 5 y 7 L por día). Posterior a cada TRH de cada volumen, se muestrearon 9 efluentes correspondientes a cada caudal (3, 5 y 7 L por día) para realizar los análisis fisicoquímicos especificados en el apartado 6.1.3 (a excepción de huevos de helminto, estudio que se envió al Laboratorio C.S.Q.). Finalmente se realizó un décimo muestreo para enviar al Laboratorio de Análisis Químicos para validar y comparar los resultados obtenidos. Durante el tratamiento de cada caudal, se midió el pH y la temperatura para determinar a qué rango de éstos parámetros se llevó el tratamiento de cada efluente.

Se calculó la velocidad de flujo de cada volumen (3, 5 y 7 L), para esta manera determinar la influencia de la variación del caudal y la velocidad de flujo en el tratamiento del agua residual. Después de los anteriores análisis, se procedió a la evaluación de la reducción de la carga orgánica y microbiana de lodos aerobios en el sistema anaerobio.

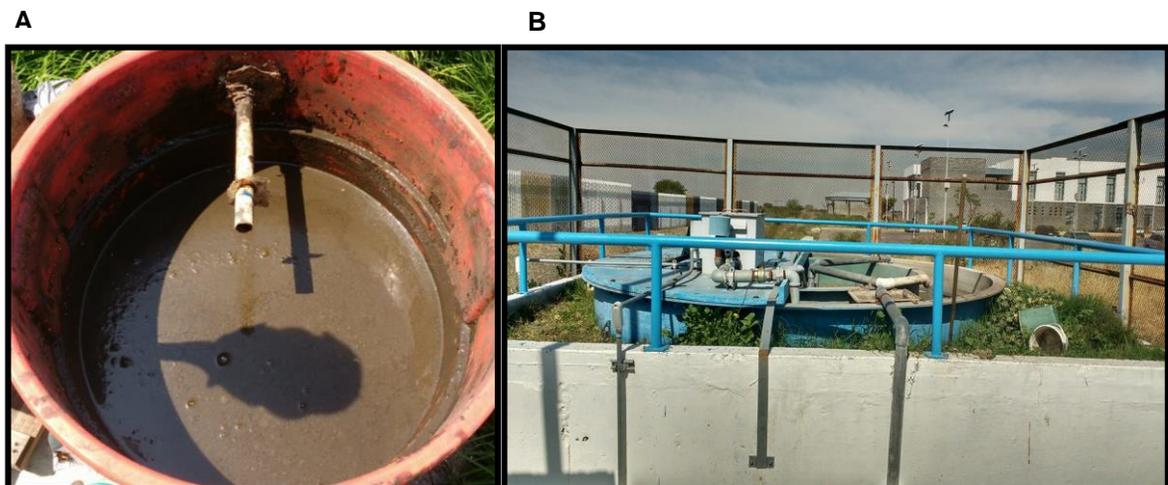
## **6.2 Evaluación y determinación de la eficiencia de reducción de la carga orgánica y microbiana de lodos procedentes de un sistema aerobio en el reactor tipo UASB.**

Una vez estabilizado el sistema, se procedió a evaluar la reducción de carga orgánica y microbiana de lodos aerobios. Para lo anterior, se procedió a obtener 3 L de lodo anaerobio de la llave correspondiente a la purga de lodos y se recircularon por medio de la entrada del influente (se repitió esta operación por 3 veces). Lo anterior fue con el objetivo de homogenizar el lodo anaerobio en el reactor y así obtener el volumen real del lodo en el sistema. Después de esta operación, se verificó que el reactor no excediera el 30% de la capacidad del reactor por medio de la llave correspondiente al medidor de lodos (el volumen del lodo no tiene que exceder el 50% del volumen del reactor). Posteriormente, se vertió un 5% de lodo aerobio (cuidando no excediera el 20% del volumen disponible del lodo aerobio que

soportaría el reactor) procedente de la planta de tratamiento aerobio no. 2 del Campus Aeropuerto de la Universidad Autónoma de Querétaro (Figura 20).

Después de haber realizado lo anterior, se realizaron los análisis de  $DBO_5$ , DQO y coliformes fecales al inicio del tratamiento (lodo mezclado aerobio-anaerobio) y de acuerdo a las metodologías correspondientes descritas en el apartado 6.1.3. Se agregó 3 L de agua residual por día para mantener el sistema anaerobio.

Para los análisis de  $DBO_5$  y DQO, se realizó una dilución de la muestra del lodo mezclado al 1%, ya que se encontraba concentrada (se realizó por triplicado). Después de los 30 días de tratamiento se volvió a muestrear (por triplicado) y se analizó nuevamente  $DBO_5$ , DQO y coliformes fecales. Para la medición de  $DBO_5$  después del tratamiento se realizó dilución al 2%. Se midieron los parámetros anteriormente mencionados para evaluar la remoción de la carga orgánica y microbiana. Además se midió el pH y la temperatura durante el tratamiento. Durante el tratamiento del lodo aerobio, se midió el pH y la temperatura para determinar a qué rango de éstos parámetros se llevó el tratamiento del lodo aerobio.



**Figura 19.** A) Lodo anaerobio (aproximadamente 45L) y B) Planta de tratamiento aerobio del Edificio Multidisciplinario del campus Aeropuerto (UAQ).

Una vez obtenidos los resultados correspondientes al tratamiento del lodo, se calculó la eficiencia en la reducción de la carga orgánica y microbiana en el tratamiento del lodo aerobio, calculando el porcentaje de reducción de DBO<sub>5</sub>, DQO y coliformes fecales.

#### **6.4 Determinación de la eficiencia del sistema en la remoción de la carga orgánica y microbiana de aguas residuales domésticas.**

Una vez obtenidos los resultados de los efluentes de 3, 5 y 7 L (apartado 6.2), se calculó el porcentaje de reducción de cada contaminante evaluado para cada efluente, considerando los análisis fisicoquímicos que se obtuvieron del laboratorio tanto del influente como de cada efluente. Se realizó una comparación con los valores máximos permisibles con la normatividad NOM-003-SEMARNAT-1997, donde vienen especificados los límites máximos permisibles de contaminantes para contacto directo u ocasional.

## 7 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 7.1 Crecimiento y adaptación de los microorganismos anaerobios al influente en el reactor tipo UASB y fijación de la biopelícula en las columnas de PET.

De acuerdo a la metodología seguida en la presente investigación, se verificó que los microorganismos fueron capaces de adaptarse al sistema y fijarse a la columna de PET, lo cual se describe en los siguientes apartados (7.1.1-7.1.6).

#### 7.1.1 Obtención de la superficie de contacto de las columnas de PET.

El área total de superficie de contacto de los microorganismos que se calculó en base a las columnas de PET (los cuadros A1 y A2 de anexos muestran los cálculos de los cilindros y conos truncados) se muestra en la cuadro 3. Esto es importante ya que calculando el área del reactor resultó 1.53 m<sup>2</sup>, y al introducir las columnas se aumenta la superficie de contacto de 27.6 m<sup>2</sup>, lo que mejora el eficiencia en el tratamiento, tanto por la formación de la biopelícula, como por el aumento del área de contacto de los microorganismos.

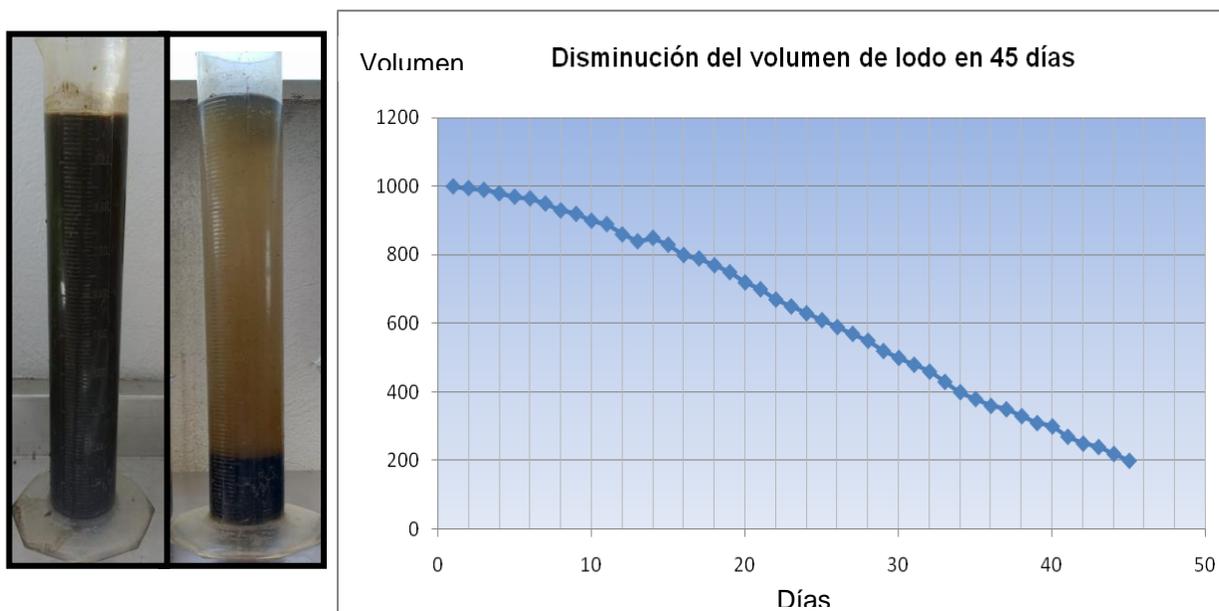
**Cuadro 3.** Área superficial total de los cilindros y conos truncados

Área total de los 15 cilindros (m <sup>2</sup> )	Área total de los 15 conos (m <sup>2</sup> )	Superficie de contacto total (m <sup>2</sup> )
18.46	9.144	27.60

#### 7.1.2 Medición de la disminución del lodo anaerobio.

Durante el proceso de adaptación de los microorganismos al influente se obtuvo la disminución de lodo anaerobio aproximadamente en 30-45 días agregando

de 1- 2 L de agua residual por día: Este resultado, sirvió como base para determinar el momento de agregar lodo anaerobio al reactor (además del tubo medidor de lodos). Los resultados correspondientes a este análisis son los que se describen en la figura 21A y B. De acuerdo a estos datos, se agregaban de 10-20 L de lodo anaerobio dependiendo del volumen que resultara en las mediciones con el paso del tiempo (ya que variaba dependiendo del volumen agregado durante las distintas etapas del tratamiento). Esta disminución se debió a las siguientes razones: fijación del lodo anaerobio al PET, el lodo se introdujo dentro de las columnas de PET, disminución por dilución y por último la disminución por la acción de los microorganismos.



**Figura 20.** A) Medición del volumen del lodo anaerobio en probeta de 1000 mL. La probeta del lado izquierdo corresponde al volumen inicial y la del lado derecho al volumen final después de 45 días. B) Gráfica de la disminución del lodo anaerobio de 1000 a 200 mL en 45 días.

### 7.1.3 Caracterización fisicoquímica del influente.

La caracterización fisicoquímica del influente en los 4 diferentes muestreos fue la que se muestra en la cuadro 4. Se puede observar que los valores de los

parámetros se encuentran dentro de los indicados en la bibliografía para aguas residuales domésticas. Cabe mencionar que las concentraciones resultantes son similares entre los muestreos, lo que indica una homogeneidad de concentración de los contaminantes a distintos meses en los que se obtuvieron las muestras. Estos resultados determinaron las características del agua residual durante el tratamiento y para de esta manera poder comparar con los efluentes después del tratamiento (los cuales se mencionarán más adelante), de tal forma se pudo determinar la eficiencia del tratamiento en el sistema anaerobio.

Las condiciones de pH y temperatura del influente en los diferentes muestreos fueron:

Rango de pH = 7.0 - 8

Rango de temperatura = 15 - 26 °C

**Cuadro 4.** Resultados de los análisis químicos del influente.

PARÁMETRO	COLIFORMES MES FECALES	GRASAS Y ACEITES	SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES	DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGENO	HUEVOS DE HELMINTOS	DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO
PROM . M1-						
M9	≥2,400,000	3.3	300.0	272.7	0	502.7
M		3.2	298	268		480
LAB.	≥2,400,000	+/- 0.024	+/- 0.7	+/- 1.1	<1	+/-7.76
PROM . TOT.	≥2,400,000	3.3	299.0	270.3	<1	491

M= muestreo. M1-M3= Muestreos; M LAB (muestreo enviado al laboratorio); PROM. TOT (promedio total de M1-M3 y M LAB).

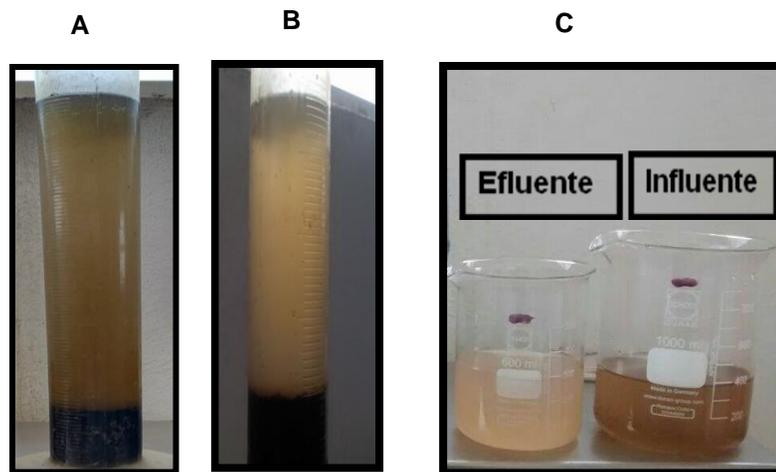
#### 7.1.4 Estabilización del sistema tipo UASB.

Después de 3-6 meses, se estabilizó el sistema de acuerdo a la capacidad de respuesta que presentaron los microorganismos en el tratamiento de alimentación de 2 L de agua residual por día. Se observó que con el paso del tiempo el sobrenadante se clarificaba y no se observaban flóculos dispersos en éste (se puede

comparar en las Figura 22A y B), lo que nos indicó que había cambiado de lodo disperso a floculento, que era la finalidad para llevar a cabo el tratamiento del agua (debido a que el lodo disperso no es eficiente en el tratamiento del agua residual). Lo que reforzó lo anterior fue la comparación que se realizó en un muestreos obtenido dentro del reactor con respecto al del influente (como se puede observar en la Figura 22C). Las condiciones de pH y temperatura durante la etapa de selección fueron:

Rango de pH = 7.0 - 8

Rango de temperatura = 10 - 20 °C



**Figura 21.** Estabilización del sistema. A y B) Cambio de color en los sobrenadantes a los 4 meses (izquierdo lodo disperso y derecho lodo floculento). C) Influyente y muestreo provisional del efluente después de un período de 4 meses.

En adición a lo anterior, se cuantificó la turbidez en 6 meses distintos (Cuadro 5), tanto del influente como del efluente (muestreos obtenidos al azar), lo que corroboró la etapa de estabilización del sistema anaerobio, debido a la diferencia en la medición de turbidez de los distintos influentes y efluentes conforme al tiempo.

**Cuadro 5.** Resultados de la medición de turbidez de los influentes y efluentes en 6 distintos meses.

Número de muestra/No. de Mes	Influentes (NTU)	Efluentes (NTU)
1	191	145
2	187	139
3	177	136
4	185	129
5	186	131
6	179	128
<b>Promedio</b>	<b>184</b>	<b>135</b>

#### *7.1.5 Análisis de filtrados con carbón activado y zeolita*

Los resultados obtenidos de la cuantificación de turbidez y DQO de los filtrados con carbón activado y zeolita son los que se muestran en los cuadros 6 y 7. La figura 23 muestra los filtrados resultantes visualmente hablando con ambos materiales, a los cuales se les midió turbidez y DQO.



**Figura 22.** Filtrados resultantes al pasar el efluente + agua residual, a través de filtros de carbón activado granular y zeolita.

**Cuadro 6.** Resultados de la medición de turbidez del efluente, filtrado con zeolita y filtrado con carbón activado.

Número de muestra	Efluente + agua residual (NTU)	Filtrado de zeolita (NTU)	Filtrado de carbón activado (NTU)
1	159	154	141.7
2	159.2	153.3	142.3
3	158.4	154.5	141
<b>Promedio</b>	<b>159</b>	<b>154</b>	<b>142</b>

Para el resultado de turbidez, se obtuvo una mejor disminución de éste parámetro con carbón activado que con zeolita, el cual fue 142 vs 154 NTU respectivamente para cada filtrado. Se puede concluir que la diferencia entre ambos, no fue significativa, lo que confirma que es considerablemente mejor el filtrado con carbón activado.

**Cuadro 7.** Resultados de la medición de DQO del efluente, filtrado con zeolita y filtrado con carbón activado.

Número de muestra	Efluente + agua residual (mg/L)	Filtrado de zeolita (mg/L)	Filtrado de carbón activado (mg/L)
1	401	221	210
2	405	233	195
3	395	225	202
<b>Promedio</b>	<b>400</b>	<b>226</b>	<b>202</b>

En lo que corresponde al resultado de DQO, se obtuvo una mayor disminución de DQO con carbón activado que con zeolita, los cuales fueron de 226 vs 202 mg/L respectivamente para cada filtrado. Se puede observar que hay una disminución mayor con el filtro de carbón activado, que corresponde al 50%, con respecto a la zeolita se obtuvo un 43%, lo que concuerda con el resultado obtenido de turbidez, donde se eligió el carbón activado como material filtrante. Además este resultado es importante, ya que está reduciendo en un 50% la DQO, lo que se

consideraría una buena alternativa de post-tratamiento del agua residual para este sistema.

#### *7.1.6 Fijación de la biopelícula en las columnas de PET e imágenes del Análisis por Microscopía Electrónica de Barrido.*

Se llevó a cabo la fijación de la biopelícula de lodo anaerobio a la columna de PET después de los 6 meses (Figura 24). Las condiciones de pH y temperatura durante la etapa de fijación de la biopelícula fueron:

Rango de pH = 7.2 - 8

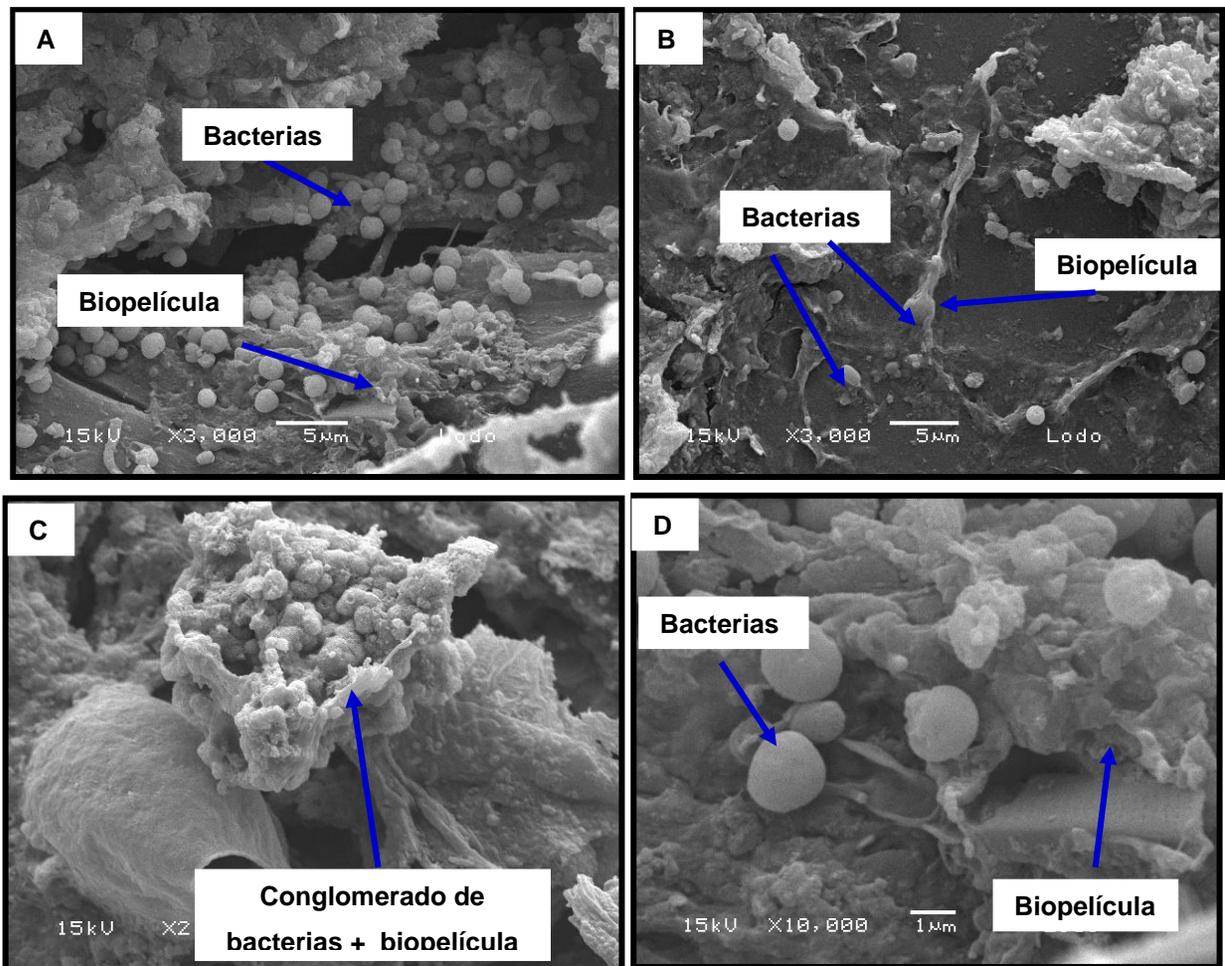
Rango de temperatura = 12 - 27 °C

En la figura 24, se puede comparar las 2 columnas donde se observó la fijación de la biopelícula, y se asumió de manera visual que la columna de la derecha contenía lodo anaerobio con microorganismos fijados. Se realizó el análisis confirmatorio por Microscopía Electrónica de Barrido.



**Figura 23.** Adherencia de la biopelícula en un sistema anaerobio después de 6 meses

De acuerdo a lo anterior, a continuación se muestran los análisis de la biopelícula por Microscopía Electrónica de Barrido (Figura 25), la cual sirvió como verificación de la adhesión de la misma, para de esta forma poder confirmar que los microorganismos facultativos y estrictos se adhieren al PET.



**Figura 24.** Análisis por Microscopía Electrónica de Barrido de la biopelícula en PET. A) Muestra 1, (15 kV, X 3,000 y 5 $\mu$ m); B) Muestra 2, (15 kV, X 3,000 y 5 $\mu$ m); C) Muestra 3, (15 kV, X 2,000 y 10 $\mu$ m); Muestra 4, (15 kV, X 10,000 y 1 $\mu$ m).

Las imágenes que se obtuvieron, se pueden comparar con las mostradas en la figura 7 (apartado 2.4 de fundamentación teórica). Se puede analizar que

presentan varias similitudes con respecto a la figura 7, las cuales se mencionan a continuación: observación de bacterias en el barrido, conglomerados de las mismas que corresponde a la biopelícula madura y la biopelícula en forma de biopolímeros (Figura 25A, B, C y D). En algunas imágenes se observa a detalle cada característica debido a la resolución, además se afirma que son bacterias por el tamaño que va de 0.5-5  $\mu\text{m}$  y las formas que presentan. Por lo tanto, este conjunto de microorganismos fijados, al encontrarse fijados al PET (o en general a cualquier superficie) y de acuerdo a la bibliografía citada en el apartado de fundamentación, pueden mejorar el tratamiento en aguas residuales al estar en mayor superficie de contacto. Adicional a lo anterior, en las imágenes mostradas podemos observar diferentes campos, diferentes muestras (distintos trozos de PET), así como distintas condiciones o características en las tomas (kV, resolución y  $\mu\text{m}$ ). De acuerdo a estos resultados, se confirma la fijación de la biopelícula al PET, el cual es un material adecuado para su fijación, a las condiciones a las cuales se operó el sistema (temperatura, pH y volumen de agua residual doméstica).

## **7.2 Determinación del efecto de la variación de la velocidad de flujo y el tiempo de retención hidráulico (TRH) en el tratamiento de agua residual doméstica.**

Durante el tratamiento de los 3 diferentes efluentes (3, 5 y 7 L), las condiciones de pH y temperatura a las cuales se llevaron a cabo el tratamiento de cada efluente, fueron las siguientes:

Rango de pH = 7.2 – 8.0

Rango de temperatura = 11 - 28  $^{\circ}\text{C}$

Estas condiciones se encuentran dentro de un rango aceptable para el tratamiento en sistemas anaerobios, por lo que no fue necesario agregar reactivo para neutralizar el pH o calor para aumentar la temperatura. Cabe señalar que las condiciones óptimas en dicho tratamiento son: temperatura  $>35^{\circ}\text{C}$  y de pH entre 7-

7.5, pero se pudo demostrar que fue posible una reducción eficiente de contaminantes, aún sin operar a las condiciones óptimas para éstos sistemas.

Por otro lado, los resultados de los cálculos para determinar el TRH y la velocidad de flujo de cada caudal (3, 5 y 7L) son los que se muestran en los cuadros 8 y 10 respectivamente. Se puede observar que al disminuir el TRH (de 47 a 20 días), aumenta la velocidad de flujo (cálculos realizados previamente para cada caudal), lo que influye directamente en el tratamiento del sistema, lo cual se analizará más adelante en los resultados de los análisis fisicoquímicos para cada caudal.

**Cuadro 8.** Tiempos de retención calculados para cada caudal

Volumen por día	TRH (días)
3 L	47
5 L	28
7 L	20

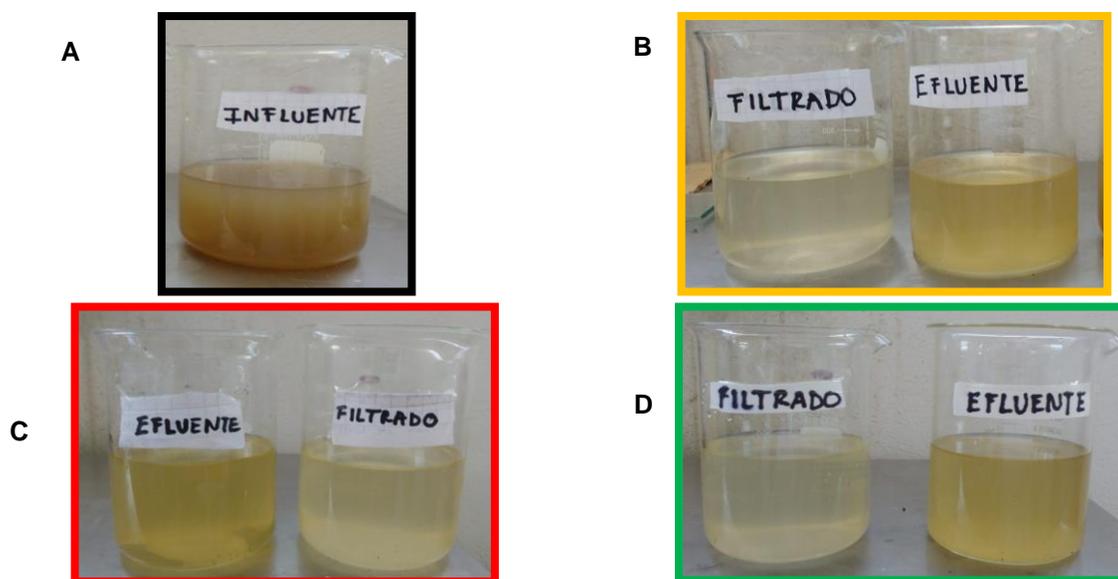
**Cuadro 9.** Cálculo de la carga hidráulica (CH).

	CH (m/h)
TRH (47 días)	0.00008
TRH (28 días)	0.00013
TRH (20 días)	0.00019

**Cuadro 10.** Cálculo de la velocidad de flujo (Vf).

Volumen por día ( Litros )	TRH (días)	Velocidad de flujo(Vf) m/s
3	TRH (47 días)	$8.8 \times 10^{-8}$
5	TRH (28 días)	$1.4 \times 10^{-7}$
7	TRH (20 días)	$2.1 \times 10^{-7}$

De acuerdo a los resultados obtenidos de velocidad de flujo y TRH, se puede analizar y comparar con los resultados del tratamiento de los diferentes efluentes (3, 5 y 7 L), para determinar la influencia de estos parámetros, lo cual se describe a continuación. En lo que respecta al análisis visual de los 3 efluentes de 3, 5 y 7 L (antes de filtrarse) junto con sus filtrados (después de pasar por el sistema de filtrado), corresponden a la figura 26 B, C y D respectivamente. Nótese que si se comparan con el influente (Figura 26A), se puede observar una clara disminución del color y turbidez para cada efluente y su filtrado correspondiente. Visualmente, esto comprueba que desde el tratamiento anaerobio para cada efluente (vasos etiquetados como efluentes) se reduce una buena cantidad de contaminantes y después del filtrado con carbón activado (vasos etiquetados como filtrados) se reduce cierta cantidad de contaminantes (se puede corroborar estos resultados con los obtenidos en el apartado 7.1.5). Los resultados de los análisis que se realizaron comparados con la NOM-003-SEMARNAT-1997, así como la eficiencia de reducción de los parámetros indicados en dicha normatividad, se muestran en el apartado 7.4 en los cuadros 17 y 18.



**Figura 25.** Imágenes de los efluentes y filtrados obtenidos para cada caudal. A) Influyente; B) Efluente de 3 L + filtrado; C) Efluente de 5 L + filtrado y D) Efluente + filtrado de 7 L.

En los cuadros 11-13, se muestran los resultados de los análisis de los efluentes de 3, 5 y 7 L. Para los análisis del efluente de 3 L se obtuvieron los siguientes resultados descritos en el cuadro 11:

**Cuadro 11.** Promedios de los análisis químicos del efluente de 3 L con TRH de 47 días

PARÁMETRO	COLIFORMES FECALES	GRASAS Y ACEITES	SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES	DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGENO	HUEVOS DE HELMINTO	DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO
PROM						
. M1- M9	3	3.0	29.1	27.6	0	166.7
M LAB.	<3	+/- 0.023	+/- 0.7	+/- 1.1	<1	+/- 6.65
PROM						
. TOT.	3.0	3.0	29.1	27.6	<1	168

M= muestreo. M1-M9= muestreos analizados en laboratorio; M LAB (muestreo enviado al laboratorio); PROM. TOT (promedio total de M1-M9 y M LAB).

En el cuadro 11, se puede comparar estos resultados con los obtenidos para el influente (promedio) (cuadro 4). En el promedio total observado en el cuadro 11, se puede verificar que hubo una reducción significativa en la mayoría de los parámetros cuantificados del caudal de 3 L con respecto al influente. Las diferencias para cada parámetro son las que se colocan en los paréntesis: DBO<sub>5</sub> (243 mg/L), DQO (323 mg/L), SST (270 mg/L), Coliformes fecales (2,399,997 NMP/100mL), grasas y aceites (0.3 mg/L). Para huevos de helminto no se menciona, debido a que en su mayoría estuvieron ausentes o resultaron menores a la unidad. Es importante mencionar que conforme aumentó la carga orgánica (donde se varió el caudal de 2 a 3 L), aumentó la velocidad de flujo y disminuyó el TRH. Se determinó que estas variaciones (carga orgánica, velocidad de flujo y TRH) influyeron de forma positiva aumentando la eficiencia en la reducción de los parámetros analizados de acuerdo a la normatividad. Lo anterior es debido a que conforme transcurre el tiempo, el sistema se va estabilizando, mientras se le proporcionen las condiciones adecuadas para llevar a cabo el tratamiento del agua residual.

Los resultados obtenidos para el efluente de 5 L por día, se describen en el cuadro 12. Se puede comparar estos resultados con los obtenidos para el influente (promedio) (cuadro 4).

**Cuadro 12.** Promedios de los análisis químicos del efluente de 5 L con TRH de 28 días

PARÁ ME- TRO	COLIFOR- MES FECALES	GRASAS Y ACEITES	SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES	DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGENO	HUEVOS DE HELMIN- TO	DEMANDA QUÍMICA DE OXIGENO
PROM						
. M1- M9	26.2	3.6	27.9	19.2	0	140.6
M		3.7	27	19.4		139.3
LAB.	23	+/-0.024	+/- 0.8	+/-1.65	<1	+/- 7.76
PROM						
. TOT.	25	3.6	27	19.3	<1	140

M= muestreo. M1-M9= muestreos analizados en laboratorio; M LAB (muestreo enviado al laboratorio); PROM. TOT (promedio total de M1-M9 y M LAB).

En el promedio total observado en el cuadro 12, se puede verificar que hubo una reducción significativa en la mayoría de los parámetros cuantificados del caudal de 5 L con respecto al influente. Las diferencias para cada parámetro son las que se colocan en los paréntesis: DBO<sub>5</sub> (251 mg/L), DQO (351 mg/L), SST (269 mg/L), Coliformes fecales (2,399,975 NMP/100mL), grasas y aceites (0.0 mg/L). Para huevos de helminto no se menciona, debido a que en su mayoría estuvieron ausentes o resultaron menores a la unidad. Es importante mencionar que conforme aumentó la carga orgánica (donde se varió el caudal de 3 a 5 L), aumentó la velocidad de flujo y disminuyó el TRH. Se determinó que estas variaciones (carga orgánica, velocidad de flujo y TRH) influyeron de forma positiva al aumentando la eficiencia en la reducción de la mayoría de los parámetros analizados (a excepción de grasas y aceites) de acuerdo a la normatividad evaluada. Lo anterior es debido a que conforme transcurre el tiempo, el sistema se va estabilizando, y de acuerdo a la bibliografía, en estos sistemas anaerobios es importante el aumento de carga orgánica para que se estabilicen, mientras se operen dentro de las condiciones adecuadas para llevar a cabo el proceso.

Por último, los resultados obtenidos para el efluente de 7 L por día, se describen en el cuadro 13. Se puede comparar estos resultados con los obtenidos para el influente (promedio) (cuadro 4).

**Cuadro 13.** Promedios de los análisis químicos del efluente de 7 L con TRH de 20 días

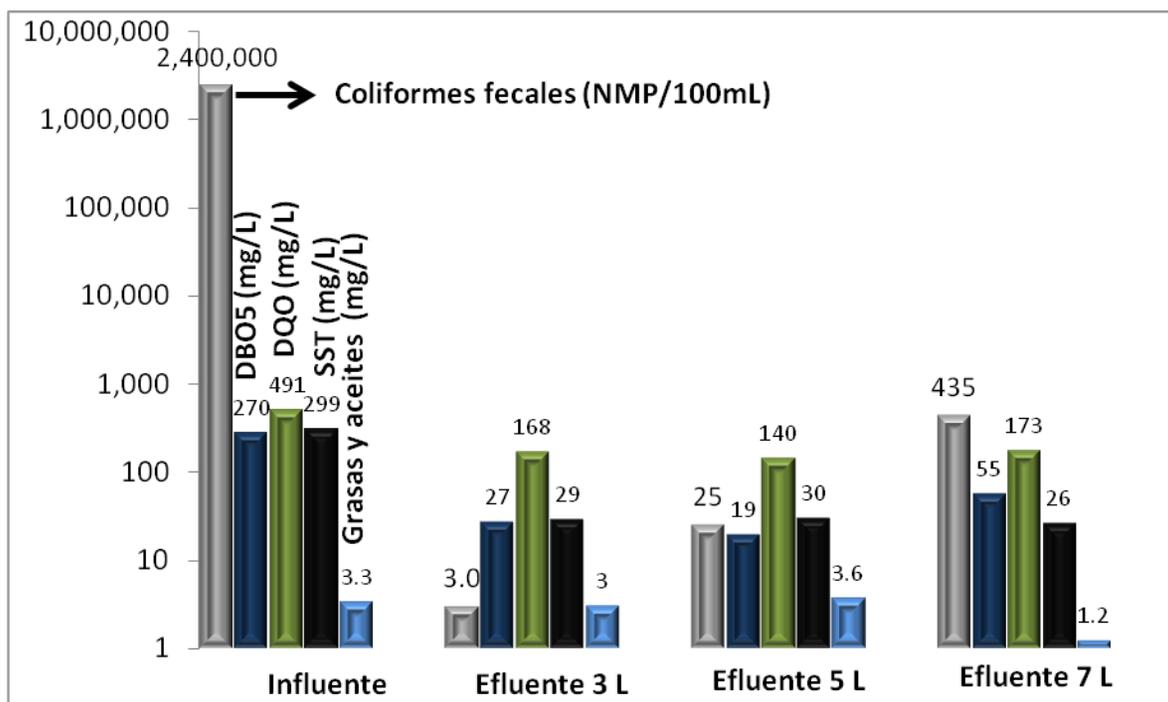
PARÁ ME- TRO	COLIFOR- MES FECALES	GRASAS Y ACEITES	SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES	DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGENO	HUEVOS DE HELMINTO	DEMANDA QUÍMICA DE OXIGENO
PROM. M1-M9	440.2	1.3	26.4	59.1	0	175.7
		1.1	25	50		170
M LAB. PROM.	430	+/-0.022	+/- 0.7	+/-1.64	<1	+/- 7.73
TOT.	435	1.2	26	55	0	173

M= Muestreo. M1-M9= muestreos analizados en laboratorio; M LAB (muestreo enviado al laboratorio); PROM. TOT (promedio total de M1-M9 y M LAB).

En el promedio total observado en el cuadro 13, se puede verificar que hubo una reducción significativa en la mayoría de los parámetros cuantificados del caudal de 7 L con respecto al influente. Las diferencias para cada parámetro son las que se colocan en los paréntesis: DBO<sub>5</sub> (215 mg/L), DQO (318 mg/L), SST (273 mg/L), Coliformes fecales (2,399,565 NMP/100mL), grasas y aceites (2.0 mg/L). Para huevos de helminto no se menciona, debido a que en su mayoría estuvieron ausentes o resultaron menores a la unidad. Es importante mencionar que conforme aumentó la carga orgánica (donde se varió el caudal de 5 a 7 L), aumentó la velocidad de flujo y disminuyó el TRH. Se determinó que estas variaciones (carga orgánica, velocidad de flujo y TRH) influyeron de forma positiva en algunos parámetros como SST y Grasas y aceites, aumentando la eficiencia en la reducción de dichos parámetros. Por otro lado, aunque para DBO<sub>5</sub>, DQO, y coliformes fecales no aumentó la reducción con respecto al efluente de 5 L, aún así se obtuvo una diferencia de reducción similar entre éstos dos efluentes (5 y 7L).

Es importante mencionar que existe un tope de caudal, en el cual el sistema tipo UASB (y cualquier sistema de tratamiento biológico) presenta esta limitación, debido a que decrece la eficiencia en el tratamiento por la relación alimento/microorganismo. Con respecto a esta eficiencia, se compara con la normatividad, con el objetivo de cumplirla, para de esta manera se pueda dar un rehúso posterior al agua tratada.

Finalmente, se puede analizar los resultados con mayor facilidad y claridad en la siguiente figura 27. Se pueden comparar los promedios totales obtenidos tanto del influente con cada uno de los efluentes (3, 5 y 7 L), también se observa el comportamiento de cada parámetro durante el tratamiento.



**Figura 26.** Resultados graficados del promedio total del influente y los efluentes de 3, 5 y 7 L. Se puede observar en la gráfica los cambios en concentración de cada parámetro. Se especifican las unidades correspondientes a cada parámetro en los segmentos del influente, las cuales son las mismas unidades para cada segmento de los 3 efluentes.

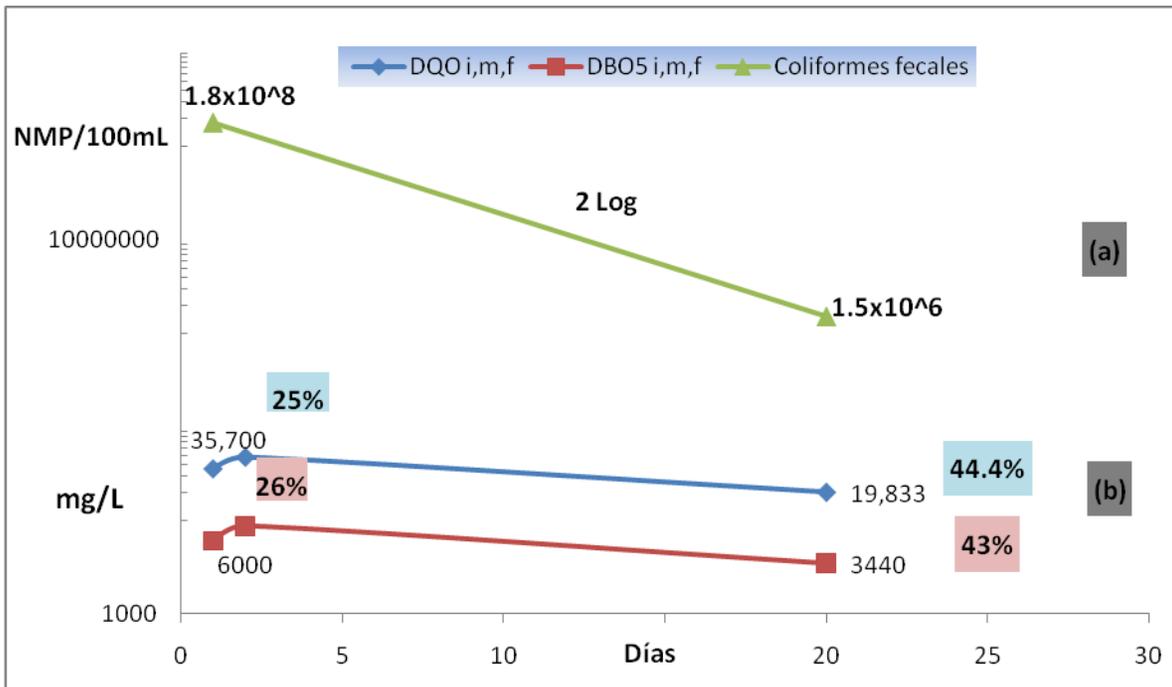
Se puede verificar en la figura 27, que algunos van decreciendo y otros aumentan considerablemente. Por ejemplo para coliformes fecales (barra morada) se obtuvo un valor de >2,400,000 NMP/100 mL para el influente, el cual decrece en el efluente de 3 L a 3 NMP/100 mL, y aumenta no tan pronunciadamente para 5 L (25 NMP/100mL) y aumenta considerablemente para 7 L (435 NMP/100mL).

En cuanto a DBO<sub>5</sub> (barra amarilla) se inicia con un valor de 270 mg/L, el cual disminuye significativamente a 27 mg/L en el efluente de 3 L, sigue disminuyendo para el efluente de 5 L (19 mg/L) y aumenta considerablemente para el efluente de 7 L (55 mg/L). Para DQO (barra azul) se obtuvo un valor de 491 mg/L en el influente, el cual disminuye considerablemente a 168 mg/L para el influente de 3 L, disminuye para el efluente de 5 L (140 mg/L) y aumenta un poco para el efluente de 7 L (173 mg/L).

Para SST se obtuvo para el influente (barra verde) un valor de 299 mg/L, el cual disminuyó a 29 mg/L en el efluente de 3 L, aumentó una unidad en el efluente de 5 L (30 mg/L) y finalmente disminuyó a 26 mg/L en el efluente de 7 L. En grasas y aceites no hubo diferencias significativas en los 4 casos, a excepción del efluente de 7 L, en el cual se obtuvo un valor de 1.2 mg/L, lo que representa el 64% de reducción. Por lo tanto, el comportamiento de los distintos muestreos, tanto del influente como de los caudales tratados, varía de forma importante de caudal a caudal, además se puede afirmar que el sistema de manera general es eficiente, para el tratamiento de los 3 caudales de acuerdo a lo anteriormente mencionado.

### **7.3 Evaluación en la eficiencia de reducción de carga orgánica y microbiana en el tratamiento de lodo aerobio en el sistema tipo UASB.**

Se obtuvieron los resultados de los análisis de la reducción de DBO<sub>5</sub>, DQO y coliformes fecales (Cuadros A5.1-A5.3 del anexo 5), tanto del lodo mezclado anaerobio-aerobio inicial y posterior a 30 días de tratamiento en el reactor. Para describir gráficamente los resultados obtenidos, se puede observar en la figura 28 los promedios de los análisis para cada parámetro. Para la DQO<sub>i</sub> (DQO del lodo anaerobio inicial) se obtuvo un valor de 35,700 mg/L, valor que aumenta a 47,733 mg/L en la DQO<sub>mi</sub> (DQO del lodo mezclado aerobio-anaerobio inicial), siendo un 25% de aumento. Y por último, posterior a 30 días de tratamiento se obtuvo la DQO<sub>f</sub> (DQO al final de 30 días de tratamiento), que resultó de 19,833 mg/L, siendo un 44.4% de reducción para éste parámetro. Por otro lado, para la DBO<sub>5i</sub> (DBO<sub>5</sub> del lodo anaerobio inicial) se obtuvo un promedio de 6,000 mg/L y de DBO<sub>5mi</sub> (DBO<sub>5</sub> del lodo mezclado anaerobio-aerobio inicial) resultó de 8,617mg/L, siendo un 26% de aumento para éste parámetro. Posterior al tratamiento, se obtuvo la DBO<sub>5f</sub> (DBO<sub>5</sub> al final de 30 días de tratamiento) de 3,440 mg/L, donde el porcentaje de reducción calculado fue de 43%. Es posible que para éstos dos parámetros (DQO y DBO<sub>5</sub>) podría aumentar la disminución de los mismos al aumentar el TRH, para de ésta manera se obtenga una mayor remoción de la carga orgánica representada con éstos 2 parámetros. Finalmente, para coliformes fecales se obtuvo un promedio inicial de 182,666,667 NMP/100mL ( $1.8 \times 10^8$  NMP/100mL), valor que disminuye a un promedio de 1,533,333 NMP/100mL ( $1.5 \times 10^6$  NMP/100mL), donde se obtuvo una reducción de 2 Log (99.2%).



**Figura 27.** Tratamiento anaerobio de 7 L lodo aerobio. (a) Disminución de coliformes fecales en 30 días. Las unidades se señalan en NMP/100mL. Se indican los valores expresados en forma exponencial al inicio y al final del tratamiento, así como el porcentaje de reducción; (b) Disminución de DQO y DBO<sub>5</sub> en 30 días. Las unidades se señalan en mg/L. Se indican los valores lodo anaerobio inicial, mezclado (anaerobio-aerobio), al final del tratamiento, así como el porcentaje de reducción.

#### 7.4 Determinación de calidad de los efluentes en base a la NOM-003-SEMARNAT-1997 para la evaluación de la eficiencia del proceso.

El promedio que resultó de cada parámetro de los efluentes (3, 5 y 7 L), se comparó con la NOM-003-SEMARNAT-1997 con el objetivo de verificar si cumple cada efluente con dicha norma, y obtener los porcentajes de reducción de los parámetros indicados en los análisis.

Se obtuvieron porcentajes de reducción de DBO<sub>5</sub>, DQO, SST y coliformes fecales, que fueron del 65-99% (Cuadro 14), los cuales son comparables con los

parámetros mencionados en la literatura para éste y otros sistemas anaerobios (apartado 2.3.4).

**Cuadro 14.** Porcentaje de remoción de carga orgánica y microbiana en el agua residual tratada (efluente) comparada con el influente

Tipo de muestra	DBO <sub>5</sub> % de disminución	DQO % de disminución	SST % de disminución	Coliformes Fecales % de disminución	Huevos de Helminto % de disminución	Grasas y aceites % de disminución
3 L	90	66	90	99.9	100	9
5 L	93	71	90	99.9	100	0
7 L	80	<b>65</b>	91	99.9	100	64

Se puede observar un aumento en el porcentaje de reducción de cada contaminante evaluado, cuando se aumenta el caudal de 3-5 L, esto debido a que el sistema aumenta su eficiencia al aumentar la carga orgánica. A excepción del caudal de 7 L, donde se obtuvieron porcentajes un poco menores de disminución de éstos parámetros, pero aún así resultaron significativos comparándolos con los anteriores caudales y con sistemas de éste tipo. Existe una notable reducción en los parámetros de DBO<sub>5</sub>, DQO, SST y coliformes fecales, los cuales son comparables con los sistemas aerobios-anaerobios, con la diferencia que éste sistema no emplea energía u otros consumibles, no emplea sistema de desinfección, ocupa poco espacio, bajos costos de en construcción y mantenimiento y es relativamente fácil de operar, lo cual trae beneficios económicos, sociales y ambientales. En grasas y aceites no se obtuvieron porcentajes de reducción importantes para el efluente de 3 y 5 L, excepto para el volumen de 7 L que fue de 64%, lo cual resulta un porcentaje

importante de reducción comparable con otros trabajos realizados, los cuales se mencionarán en adelante.

Ahora bien, comparando el sistema tipo UASB desarrollado en el presente proyecto, con sistemas UASB, se puede verificar que para el sistema empleado se obtienen porcentajes de reducción de DQO del 65-71% y para DBO de 80-93% (véase cuadro 17), y para sistemas UASB, de acuerdo con Noyola y *col.* en el 2013 mencionan que se han obtenido reducciones de DQO del 60 a 70% y para DBO del 70 al 80%, donde se corrobora la similitud en eficiencias de reducción, a pesar de la variación en las condiciones de operación y las modificaciones implementadas en el presente sistema. Adicionalmente, comparando el presente sistema con sistemas operados con condiciones parecidas, alimentados con agua residual doméstica o con diseños similares se tiene lo siguiente: Méndez Novelo y *col.* en el 2012 desarrollaron un reactor UASB de 24 L para el tratamiento de los efluentes de fosas sépticas de aguas residuales domésticas y se colocó un filtro de gravilla (que a diferencia del sistema empleado en el presente proyecto se utilizó carbón activado como material filtrante), obtuvieron porcentajes de reducción de DQO del 56% y SST de 61% contra 65-70% de DQO y 90% de SST obtenidos en el sistema tipo UASB, donde se puede notar que en éste último hubo mayores eficiencias de reducción. Lew y *col.*, en el 2011 estudiaron un sistema integrado UASB-Digestor de lodos para una planta de tratamiento de agua residual doméstica en clima templado. Fue alimentado con 2 L de lodo granular, con DQO de 1576 (+/- 376) mg/L, a temperaturas de 28, 15 y 10°C por 2 meses con 6 h de TRH. Los resultados que obtuvieron de eficiencias de remoción de DQO fueron: 78% a 28°C a 42% a 10°C. Donde se nota una disminución de la eficiencia de remoción de éste parámetro con la temperatura. Rizvi y *col.*, en el 2015 estudiaron el desempeño de un reactor UASB escala laboratorio, tratando agua residual doméstica y el efecto de la temperatura y el TRH. Encontraron que en el período inicial (120 días), las eficiencias de remoción de DQO y DBO estuvieron en el rango de 57-62 y 61-66% respectivamente a 17°C y 60 días de operación. Sin embargo, las eficiencias de remoción fueron incrementadas en el

rango de 79-81 y 77-83% respectivamente a 25-30°C, 9 h de TRH y 150 días de operación. Por último, Khan y col en el 2015., evaluaron el desempeño de un reactor UASB de 60 L y tratando agua residual doméstica, con un TRH de 8 h y un rango de temperatura de 8-40°C. Las eficiencias de remoción de SST, DQO y DBO obtenidas estuvieron entre 65-85% bajo diferentes cargas orgánicas (0.57-6.35 kgDQO/m<sup>3</sup>d). La remoción de materia orgánica siguió una correlación lineal con la carga orgánica.

Por otro lado, de acuerdo a los resultados obtenidos para cada parámetro evaluado en los tres tipos de efluentes, comparando con los parámetros indicados en la NOM-003-SEMARNAT-1997 (Cuadro 15), se puede observar que para el efluente de 3 y 5 L, en todos los parámetros cumplen con la norma. Con lo que respecta al volumen de 7 L, se puede verificar que en la mayoría de los parámetros se cumple con la normatividad, a excepción del parámetro de DBO<sub>5</sub> el cual excede con 25 unidades.

**Cuadro 15.** Comparación de los parámetros obtenidos de los efluentes con los valores indicados en la normatividad NOM-003-SEMARNAT-1997.

	Coliformes Fecales NMP/100 mL	Huevos de Helminto (h/L)	Grasas y aceites mg/L	DBO <sub>5</sub> mg/L	SST mg/L
<b>Valores permitidos por la NOM-003-SEMARNAT-1997</b>	1,000	1	15	30	30
<b>Volumen de 3 L</b>	3	< 1	3.0	27	29
<b>Volumen de 5 L</b>	25	<1	3.6	19	30
<b>Volumen de 7 L</b>	435	<1	1.2	55	26

## 8 CONCLUSIONES

- ✓ Se logró la fijación de la biopelícula (lodo anaerobio) al PET posterior a 6 meses, con las condiciones de temperatura, pH y el influente suministrado.
- ✓ Posterior al tratamiento de los 3 efluentes, se verificó la fijación de la biopelícula mediante la Microscopía Electrónica de Barrido.
- ✓ Se logró la estabilización del sistema posterior a 3-6 meses de adaptación del inóculo al influente, con las condiciones de pH y temperatura obtenidas.
- ✓ Se obtuvieron porcentajes de remoción de los parámetros evaluados similares a los obtenidos en sistemas UASB y de manera general en sistemas anaerobios.
- ✓ De acuerdo al efecto de la velocidad de flujo y TRH, el porcentaje de remoción aumentó para los parámetros de DBO<sub>5</sub>, DQO, SST, coliformes fecales y grasas y aceites, en los efluentes de 3 y 5 L, esto debido al aumento en la estabilidad del sistema, así como el aumento de la carga orgánica. Con respecto al efluente de 7 L no hubo aumento significativo en la disminución de éstos parámetros, pero los porcentajes de disminución fueron similares a estos efluentes.
- ✓ Se cumplió con la normatividad ambiental NOM-SEMARNAT-1997 para los efluentes de 3 y 5 L, con excepción del efluente de 7 L, donde solamente el parámetro de DBO<sub>5</sub> no cumplió.
- ✓ Se lograron porcentajes de reducción significativos de lodos aerobios de los parámetros DBO<sub>5</sub> y DQO (43 y 44% respectivamente) en un período de 30 días. Para coliformes fecales se obtuvo una reducción de 2 Log.

## 9 PERSPECTIVAS

- ✓ Caracterización molecular de los microorganismos que se encuentran en el lodo anaerobio durante el tratamiento.
- ✓ Control y adecuación de las condiciones optimas del lodo anaerobio para aumentar la eficiencia del tratamiento. Se considera necesario evaluar volúmenes de agua residual mayores después de dicha adecuación.
- ✓ De acuerdo a la respuesta favorable en el tratamiento del caudal de 7 L, se podría aumentar posiblemente a 8 L o más.
- ✓ Mejoramiento del diseño del reactor: 1) Agregar tubo dispersor con orificios de mayor diámetro. 2) Con respecto a las columnas de PET se sugiere cortar la boquilla inferior y más orificios a lo largo de ellas, de manera que el influente pueda entrar con mayor facilidad a ellas. Reforzamiento inicial de las tuberías y protección del reactor para evitar daños en ellas.
- ✓ Acoplar el reactor tipo UASB con algún otro sistema de tratamiento con la finalidad de aumentar eficiencia de disminución de los contaminantes evaluados.
- ✓ Someter el efluente del reactor tipo UASB a un sistema de desinfección.
- ✓ Aumentar el área de contacto del sistema de filtración con carbón activado.
- ✓ Acoplar una matriz para la extracción de biogás en el reactor tipo UASB.

## 10 REFERENCIAS

- Anderson, J., (2003). The environmental benefits of water recycling and reuse. *Water Supply* 3 (4), p. 1-10.
- Abid Ali Khana, Rubia Zahid Gaura, V.K. Tyagia, Anwar Khursheeda, Beni Lewb, Indu Mehrotraa, A.A. Kazmia (2011). Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review. *Resources, Conservation and Recycling*. Elsevier, Inc. 55, p. 1232– 1251
- Ahuja S., Ahuja Consulting (2014). Overview of Sustainability of Water Quality Worldwide. Elsevier Inc. p. 1-10.
- Ahuja, S.y Hristovski,K.(2013). Novel solutionstowaterpollutions. Washington, DC:American Chemical Society.
- Andreoli Cleverson Vitorio; Von Sperling Marcos; Fernandes Fernando (2007). *Sludge Treatment and Disposal*. Ed. IWA Publishing London. Vol. 6. p. 1-67.
- Azeiteiro C., I. F. Capela<sup>1</sup> y A. C. Duarte (2001).“Dynamic model simulations asa tool for evaluating the stability of an anaerobic process”. *Water SA*, vol. 27 No. 1, Jan. p. 109-114.
- Banihani, Q.H., Field, J.A., (2013). Treatment of high-strength synthetic sewage in a laboratory-scale upflow anaerobic sludge bed (UASB) with aerobic activated sludge (AS) post-treatment. *J. Environ. Sci. Health, Part J. Environ. Sci. Health A Tox. Hazard. Subst. Environ. Eng.* 48 (3), p. 338–347.
- Banu, J.R., Kaliappan, S., Yeom, I.T., (2007). Treatment of domestic wastewater using upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 4 (3), p. 363–370.

- Bendinger B, Rijnaarts HHM, Altendorf K, Zehnder AJB. (1993). Physicochemical cell-surface and adhesive properties of coryneform bacteria related to the presence and chain-length of mycolic acids. *Appl Environ Microbiol* 59:3973–3977.
- Beteau, J-F., (1998). Modelling and control of an industrial wastewater treatment bioprocess, in French, Ph.D. Thesis. INPG, France.
- Beteau, J-F., Otton, V., Hihn, J.Y., Delpech, F., Cheruy, A. (2005). Modelling of anaerobic digestion in a fluidised bed with a view to control. *Biochemical Engineering Journal* 24, 255–267.
- Buelna, G., M. Garzón, G. Moeller (2011). Los biofiltros de empaque orgánico: una alternativa simple, robusta y eficiente para el tratamiento de aguas residuales en zonas rurales. *Ide@s CONCYTEG6*: 540-555.
- Casseeb, M. M. (1995) “Avaliacao do desempenho de um reactor anaerobio de fluxo ascendente e manta de lodo, em escala piloto, tratando esgotos sanitarios da cidade de Belo Horizonte”. Tesina master. Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – Brasil. p. 126.
- Cavalcanti, P. F. F. (2003). Integrated Application of the UASB reactor and Ponds for Domestic Sewage Treatment in Tropical Region. Ph.D. thesis, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.
- Centro Montana State University (2008). Centro de Ingeniería de la biopelícula. Consulta de la Web 2008. <http://www.biofilm.montana.edu/>.
- Clark Ehlers, G. A. y Susan J. (2012). Turner. "Chapter 6: Abstract." *Microbial Biofilms Current Research and Applications*. Caister Academic Pr, Web. 21 Jan. 2012.
- Cogan, N. G., y James P. Keener (2004). "The Role of the Biofilm Matrix in Structural Development." *Mathematical Medicine and Biology* 21.2 (2004): 147-

66<[http://mathbio.colorado.edu/mediawiki/index.php/MBW:Role\\_of\\_Biofilm\\_Matrix\\_in\\_Structural\\_Development](http://mathbio.colorado.edu/mediawiki/index.php/MBW:Role_of_Biofilm_Matrix_in_Structural_Development)>.

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, 2013). Estadísticas del agua en México. [www.conagua.gob.mx](http://www.conagua.gob.mx)

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, 2015). Estadísticas del agua en México. [www.conagua.gob.mx](http://www.conagua.gob.mx)

Comisión Nacional del agua-Auditoría Superior de la Federación (CONAGUA-ASF, 2014). Contaminación del agua. Informe del Resultado de la Fiscalización Superior de la Cuenta Pública 2014. Auditoría de Desempeño: 14-0-16B00-07-0123.

Deibel, PH.D, Virginia, and Jean Schoeni, PH.D., (2003). "Develop a Defense Against Biofilms." Food Safety Magazine.

Díaz-Jiménez L., Herrera-Ramírez E. (2008). Caracterización fisicoquímica de tres minerales zeolíticos naturales. 43º Congreso Mexicano de Química, Tijuana, Mexico, 27 Septiembre - 01 Octubre.

Donlan RM. (2002). Biofilms: microbial life on surfaces. *Emerg Infect Diseases* 8:881–890.

El-Fadel, M.; Zeinati, M. and Jamali, D. (2000). "Water resources in Lebanon: Characterization, water balance, and constraints". *International Journal of Water Resources Development*, vol. 16, No. 4, pp. 615-638.

Elmitwalli, T., Shalabi, M., Wendland, C., Otterpohl, R., 2007. Grey water treatment in UASB reactor at ambient temperature. *Water Sci. Technol.* 55 (7).

Encina PAG, Hidalgo MD (2005). Influence of substrate feed patterns on biofilm development in anaerobic fluidized bed reactors (AFBR). *Process Biochem*; 40: p. 2509-2516.

- FAO-Aquastat (2012). Sistema de Información sobre el Uso del Agua en la Agricultura y el Medio Rural de la FAO. Disponible en: [www.fao.org/nr/water/aquastat/data/](http://www.fao.org/nr/water/aquastat/data/). Fecha de consulta: mayo de 2014.
- FAO (2013). Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Fecha de consulta: Junio 2016. [http://www.dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5339732&fecha=08/04/2014](http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5339732&fecha=08/04/2014).
- Fernández N., S. Montalvo, F. Fernandez-Polanco, L. Guerrero, I. Cortes, R. Borja, E. Sanchez, L. Travieso (2007). Real evidence about zeolite as microorganisms immobilizer in anaerobic fluidized bed reactors. *Process Biochemistry*, Vol. 42, pp. 721–728.Z.
- Flemming H-C, Wingender J Griegbe, Mayer C. (2000). Physico-chemical properties of biofilms. In: Evans LV, editor. *Biofilms: recent advances in their study and control*. Amsterdam: Harwood Academic Publishers;. p. 19–34.
- Fletcher M. y Flodgate G. D. (1973) An electronmicroscopic demonstration of an acidic polysaccharide involved in the adhesion of a marine bacterium to solid.
- Garland J. L. Cook; K. L. Adams; J. L. y Kerkhof L. (2001). Culturability as an indicator of succession microbial communities. *Microbiology Ecology*. 42 (2): 150-158.
- Griffin M. E., McMahon K. D., Mackie R. I. Raskin L. (1998); Methanogenic Population Dynamics during Start-Up of Anaerobic Digesters Treating Municipal Solid Waste and Biosolids. *Biotechnol. Bioeng.* 57(3), 342–355.
- Halalsheh, M. (2002). Anaerobic Pre-treatment of strong sewage. A proper solution for Jordan. PhD thesis, Department of Environmental Technology, Agricultural University, Wageningen.
- Hassan, A & Nelson, K. (2012). Anaerobic fermentation of dairy food wastewater. *Journal Dairy Science*, 95, 6188–6203.

- Hernández-Carlos Salvador., Sánchez N. Edgar., Béteau., Jiménez Díaz Lordes., (2014). Análisis de un Proceso de Tratamiento de Efluentes para Producción de Metano. Revista Iberoamericana de Automática e Información industrial 11 pags 236-246.
- Hina Rizvi, Nasir Ahmad, Farhat Abbas, Iftikhar Hussain Bukhari, Abdullah Yasar, Shafaqat Ali, Tahira Yasmeen, Muhammad Riaz (2014). Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance. Arabian Journal of Chemistry. p. 1-7.
- IDAE, 2007. "Biomasa: Digestores anaerobios". (Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE). BESEL, S.A. (Departamento de Energía). [www.idae.es](http://www.idae.es)
- Keskes S, Bouallagui H, Godon J, Abid S, Hamdi M. (2013). Biological sludge reduction during abattoir wastewater treatment process using a sequencing batch aerobic system. Environ Technol.; 34(3):333–341.
- Khan A. A., Mehrotra I. y Kazmi A. A., (2015). Sludge profiling at varied organic loadings and performance evaluation of UASB reactor treating sewage. Biosystems Engineering 131, 32-40.
- Kitamura, S.; Suzuki, T.; Sanoh, S.; Kohta, R.; Jinnio, N.; Sugihara, K. y col., (2005). Comparative Study of the Endocrine-Disrupting Activity of Bisphenol A and 19 Related Compounds. Toxicological Sciences. v. 84, n. 2, p. 249-259.
- Kondusamy, D y Kalamdhad, A. (2014). Pre-treatment and anaerobic digestion of food waste for high rate methane production – A review. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2, 1821-1830.

- Koné, D. (2010). Making Urban Excreta and Wastewater Management contribute to Cities' Economic Development - A paradigm shift. *Water Policy* 12 (4), p.602-610.
- Lettinga, G., (1983). Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperatures using a granular bed UASB reactor. p. 50-54.
- Lettinga G. ( 2008). Towards feasible and sustainable environmental protection for all. *Aquat Ecosyst Health Manage*; 11(1): p.116–24.
- Lew, B., Tarre, S., Belavski, M., Green, M., 2004. UASB reactor for domestic wastewater treatment at low temperatures: a comparison between a classical UASB and hybrid UASB-filter reactor. *Biofilm Syst. V.* 49 (11), p. 295-301.
- Lew B., Lustig I., Belavski M., Tarre S. y Green M., (2011). An integrated UASB-sludge digester for raw domestic wastewater treatment in temperate climates. *Bioresource Technology.* 102, p. 4921-4924.
- Limón Macías Juan Gualberto (2013). Los lodos de las plantas de tratamiento residuales, ¿Problema o recurso?. Especialidad: Ingeniería Química. Guadalajara, Jalisco, México. p. 3-37.
- Liu Y., Xu H-L., Show K-Y., Tay J-H., (2002). Anaerobic granulation technology for wastewater treatment. *World J. Microbiology & Biotechnology* 18, 99–113.
- Liu M, Zhao y Xi B,Hou L (2014). Efficiency of a hybrid granular bed-contact oxidation biofilm baffled reactor for treating molasses wastewater. *Desalination Water Treat.* p. 1-8.
- López, M.E. (1998). El reactor anaeróbico tipo EASA: Nuevo reactor híbrido de flujo ascendente, Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/mexico/01512e07.pdf>

- López Pérez Héctor Manuel; López Aguirre José G.; Aguilar Espinoza Sergio; Farias Larios Javier; Flores Bello Ma. Del Rocío y Guzmán González Salvador (2002). Sucesión de la comunidad bacteriana en suelos salinos enmendados con paja de maíz y glucosa. Tesis del M. en C. Área Biotecnología. Universidad de Colima. p. 1-62.
- Lubello C, Caffaz S, Gori R, Munz G. (2009). A modified activated sludge model to estimate solids production at low and high solids retention time. *Water Res.*; 43(18): 4539–4548.
- Luostarinen, S., Sanders, W., Kujawa-Roeleveld, K., Zeeman, G., 2007. Effect of temperature on anaerobic treatment of black water in UASB-septic tank systems. *Bioresour. Technol.* 98 (5), p. 980e986.
- Mao, C.; Feng, Y.; Wang, X & Ren, G. (2015). Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 45,540–555.
- Márquez Vázquez Marjorie; Martínez González Sergio A. (2011). Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente (RAFA's o UASB)-Antología. Centro Tecnológico Aragón. Laboratorio de Ingeniería Ambiental. p. 4-27.
- McCarty, P.L., Bae, J., Kim, J., (2011). Domestic wastewater treatment as a net energy producer can this be achieved? *Environ. Sci. Technol.* 45 (17), p. 7100-7106.
- Metcalf, y Eddy (2014). *Wastewater Engineering. Treatment and resource recovery* (5a ed.). (G. Tchobanoglous, D. Stensel, R. Tsuchihashi, & F. Burton, Edits.) Estados Unidos: McGraw-Hill Higher Education.
- MEA (2005). "Ecosystems and human well-being: Our human planet". Summary for Decision Makers. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press. Washington D.C..

- Mgana, S. M. (2003). Towards sustainable and robust on-site domestic wastewater treatment for all citizens. Doctoral Thesis, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.
- Milán, E. Sánchez, P. Weiland, R. Borja, A. Martín, K. Ilangovan (2001). Influence of different natural zeolite concentrations on the anaerobic digestion of piggery waste. *Bioresource Technology*, Vol. 80, No. 1. pp. 37-43.
- Mohd, S., (2013). Urban Wastewater: a Valuable Resource for Agriculture a Case Study.
- Mousa L. and C. F. Forster (1999) "The Use of Glucose as a Growth Factor to Counteract Inhibition in Anaerobic Digestion". *Process Safety and Environmental Protection*, vol. 77, no. B4, Jul. pp. 193-198.
- NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-003-SEMARNAT-1997.
- Noyola Adalberto, Morgan Sagastume J. A. y Güereca Leonor P., (2013). Selección de Tecnologías para el tratamiento de aguas residuales. México. Ed. Universidad Autónoma de México. p. 5-54.
- Oller, I.; Malato, S.; Sánchez-Pérez, J. A. (2011) Combination of Advanced Oxidation Processes and biological treatments for wastewater decontamination-a review. *The Science of the Total Environment*. v. 409, n. 20, p. 4141–4166.
- Pacheco J. Y Magaña A. (2003). Arranque de un reactor anaerobio. *Ingeniería* . Vol.7 No.1 p. 21-25.
- Patel P., Desai M. y Madamwar D. (1994) „Biomethanation of cheese whey using anaerobic upflow fixed film reactor,“ *Journal of Fermentation and Bioengineering*, p. 398-399.

- Peña María Eugenia, Ducci Jorge y Zamora Viridiana (2013). Tratamiento de aguas residuales en México. Ed.Banco Interamericano de Desarrollo. p.11-30
- Pringle JH, Fletcher M. (1983). Influence of substratum wettability on attachment of fresh-water bacteria to solid-surfaces. *Appl Environ Microbiol* 45:811– 817.
- Qureshi N., Annous B., Ezeji T., P. Karcher y Maddox I., (2005). Biofilm reactors for industrial bioconversion processes: employing potential of enhanced reaction rates. *Microbial Cell Factories*, p. 4:24.
- Ramírez, O., Koetz, P. (1998). Evaluación de un reactor UASB para el tratamiento de efluentes de la industria de aceite de arroz. V taller y Seminario Latinoamericano de Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. Viña del Mar, Chile.
- Ratsak CH, Maarsen KA, Kooijman SAL (1996). Effects of protozoa on carbon mineralization in activated sludge. *Water Research*, 30(1):1–12.
- Revista de divulgación científica y tecnológica de la Universidad Veracruzana (2014). Volumen XXVII Número 2.  
<https://www.uv.mx/cienciahombre/revistae/vol27num2/articulos/que-sabemos-de-los-biofilms.html>
- Rizvi H., Ahmad N., Abbas F., Bukhari H. I., Yasar A., Ali S., Yasmeen T. y Riaz M., (2014). Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperatura/sludge age and hydraulic retention time (HTR) on its performance. *Arabian Journal of Chemistry*. Article in Press 2014.
- RobecoSAM Study (2015). Water: the market of the future. RobecoSAM AG.  
[www.robecosam.com](http://www.robecosam.com)
- Rozzi A. (1984). Modelling and control of anaerobic digestion process, *Trans. Inst. Matter. Chem.* 6 (3), 153–159.

- Rodríguez Fernández Alba Antonio; Letón García Pedro; Rosal García Roberto; Dorado Voliño Susana y Sanz García Juana M. (2006). Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales. Universidad de Alcalá del Círculo de Innovación en Tecnologías Medioambientales y Energía (CITME).p. 6-94.
- Sagasta J. Mateo, Raschid-Sally Liqa y Thebo Anne (2015). Global Wastewater and Sludge Production, Treatment and Use. International Water Management Institute (IWMI). Capítulo 2. Springer; p 15-24.
- Samson, R., Pauss, A. and Guiot, R.S. (1990). "Immobilized cell systems in anaerobic digestion processes" in Wastewater Treatment by Immobilized Cells. Tyagi, R.D. y Kannan, Vembu. Ed. CRS Press, Boca Raton, FL. p 153-163 y 213-215.
- Saravanan V., T.R. Sreekrishnan (2006). Modelling anaerobic biofilm reactors. A review. Journal of Environmental Management, Vol. 81, p. 1–18.
- Seghezzo, L. (2004). Anaerobic treatment of domestic wastewater in subtropical regions. Ph.D. thesis, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.
- Semblante GU, Hai FI, Ngo HH, Guo W, You S-J, Price WE, Nghiem LD. (2014). Sludge cycling between aerobic, anoxic and anaerobic regimes to reduce sludge production during wastewater treatment: performance, mechanisms, and implications review article. Bioresour Technol.; p. 155:395–409.
- Singh, L., Wahid, Z.A., Siddiqui, M.F., Ahmad, A., Ab.Rahim, M.H., Sakinah, M., (2013). Application of immobilized upflow anaerobic sludge blanket reactor using Clostridium LS2 for enhanced biohydrogen production and treatment efficiency of palm oil mill effluent. Int. J. Hydrogen Energy 38 (5), p. 2221–2229.
- Strauss, M., Montangero, A. (2003). FS Management – Review of Practices, Problems and Initiatives. Engineering Knowledge and Research Project -

R8056 Capacity Building for Effective Decentralised Wastewater Management. EAWAG, Dübendorf, Switzerland.

Sutherland IW (2001). Biofilm exopolysaccharides: a strong and stick framework. *Microbiology*;147:p. 3–9 [[PubMed](#)]

Torres Lozada Patricia, Jenny Alexandra Rodríguez, Luz Edith Barba, Adriana Morán, Jorge Narváez (2005). Tratamiento anaerobio de lixiviados en reactores UASB. *Redalyc* 18: p. 50-60.

Torres Patricia (2012). Perspectivas del tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas en países en desarrollo. *EIA* 18: p. 115-129.

Umapathi, S., Chong, M.N., Sharma, A.K., (2013). Evaluation of plumbed rainwater tanks in households for sustainable water resource management: a real-time monitoring study. *J. Clean. Prod.* 42, p. 204-214.

Vásquez Núñez Geinny del Carmen Elena y Collazos Chávez Julio (2013). Panorama del tratamiento de aguas residuales con tecnología anaerobia en la Costa Atlántica Colombiana. Tesis para obtener el grado de Maestra en Ingeniería Ambiental. Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Bogotá Colombia. p. 3-43.

WHO, (2006). Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater. World Health Organization, Geneva.

Yaya Beas Rosa Elena; Cadillo La Torre Erika Alejandra; Kujawa-Roeleveld Katarzyna; van Lier Jules B. y Zeeman Grietje (2016). Presence of helminth eggs in domestic wastewater and its removal at low temperature UASB reactors in Peruvian highlands. Elsevier. p. 286-293.

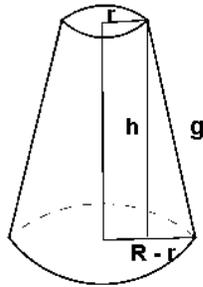
Yenigun, O. y Demirel, B. (2013). Ammonia inhibition in anaerobic digestion: A review. *Process Biochemistry*, 48, p. 901–911.

Zhao, L., Y. Wang, J. Yang, M. Xing, X. Li, D. Yi, D. Deng. (2010). Earthworm-microorganism interactions: A strategy to stabilize domestic wastewater sludge. *Water Research* 44: p. 2572-2582.

Zizi OB, Amar HA (2013). Treatment of dairy wastewater by fixed-film system in continuous flow desalination *Water Treat*; 51: p. 2214-2224.

## 11 ANEXOS

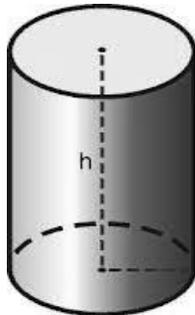
### Anexo 1. Figuras correspondientes al cono truncado y cilindro.



$$A_T = \pi [g(R+r) + R^2 + r^2]$$

$$g = \sqrt{h^2 + (R - r)^2}$$

Figura A1.1 Área y figura del cono truncado



$$A_T = 2\pi r \cdot h + 2\pi r^2$$

Figura A1.2. Área y figura geométrica de un cilindro

### Anexo 2. Cálculo de áreas de cilindros y conos truncados.

El cálculo del área de cada tipo de cilindro, así como el área total de los 15 cilindros en la siguiente (tabla A1). Se consideraron para el cálculo del área total de los 15 cilindros y conos truncados, los dos lados de la botella, y en total para cada cilindro se consideraron los 3 tipos de botella, así que la sumatoria se multiplica por los factores 2 y 45 (3 tipos de botella x15 columnas).

**Cuadro A2.1.** Área de cada cilindro y área total de los 45 cilindros

Tipo de cilindro/L	Radio ( r )	$\pi$	Altura (h)	Área total de cada cilindro	Área total de los 15 cilindros (m <sup>2</sup> )
0.5	0.07 m	3.1416	0.135 m	0.09 m <sup>2</sup>	18.46
1	0.04 m	3.1416	0.14 m	0.045 m <sup>2</sup>	
2	0.05 m	3.1416	0.172 m	0.069 m <sup>2</sup>	

El cálculo del área de cada tipo de cilindro, así como el área total de los 15 cilindros en la siguiente (tabla A2).

**1. Cuadro A2.2** Área de cada cono trunco y área total de los 45 conos truncos

Tipo de cono truncado/L	Radio menor ( r )	Radio mayor ( R )	Altura (h)	$\pi$	g	Área total del cono	Área total de los 15 conos (m <sup>2</sup> )
0.5	0.0175 m	0.07 m	0.08 m	3.1416	0.095 m	0.0424 m <sup>2</sup>	9.144
1	0.0175 m	0.04 m	0.1 m	3.1416	0.1025 m	0.0245 m <sup>2</sup>	
2	0.0175 m	0.1 m	0.12 m	3.1416	0.145 m	0.85 m <sup>2</sup>	

**Anexo 3.** Imagen del tubo dispersor colocado en el reactor UASB.



**Anexo 4.** Resultados de los análisis del influente y de los efluentes de 3, 5 y 7 L, los cuales fueron realizados en el Laboratorio de Hidráulica, en base a la NOM-003-SEMARNAT-1997.

**Cuadro A4.1.** Resultados de los análisis químicos del influente

PARÁMETRO/ No. DE MUESTRA	COLIFORMES FECALES	GRASA S Y ACEITES	SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES	DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	HUEVOS DE HELMINTO	DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO
M1	≥2,400,00 0	3.5	300	285	0	525
M2	≥2,400,00 0	3.3	315	276	0	518
M3	≥2,400,00 0	3.2	285	257	0	465

M1-M3= muestreos analizados en laboratorio; M LAB (muestreo enviado al laboratorio); PROM. TOT (promedio total de M1-M9 y M LAB).

**Cuadro A4.2.** Resultados de los análisis químicos del efluente de 3 L con TRH de 47 días

PARÁMETRO/ No. DE MUESTRA	COLIFORMES FECALES	GRASA S Y ACEITES	SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES	DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	HUEVOS DE HELMINTO	DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO
M1	4	4	36	27.72	0	170.1
M2	4	3.5	34	28.55	0	169.6
M3	3	3.2	33	26.77	0	167.4
M4	5	3.4	30	28.45	0	168.2
M5	3	3.3	27	28.35	0	159.3
M6	2	2.7	28	27.35	0	158.1
M7	1	2.5	26	27.32	0	168.5
M8	3	2.1	25	27.3	0	169.7
M9	2	2.1	23	26.3	0	169.5

M1-M9= muestreos analizados en laboratorio; M LAB (muestreo enviado al laboratorio); PROM. TOT (promedio total de M1-M9 y M LAB).

**Cuadro A4.3** Resultados de los análisis químicos del efluente de 5 L con TRH de 28 días

PARÁMETRO/ No. DE MUESTRA	COLIFORMES FECALES	GRASA S Y ACEITES	SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES	DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGENO	HUEVOS DE HELMINTO	DEMANDA QUÍMICA DE OXIGENO
M1	27	4	31	21	0	153.2
M2	30	3.8	32	20	0	155.3
M3	30	3.6	32	20	0	148.7
M4	25	3.3	30	19.1	0	150.4
M5	28	3.5	27	19.5	0	135.7
M6	25	3.6	25	18.5	0	129.9
M7	26	3.3	23	17.7	0	130.6
M8	22	3.5	24	18.3	0	133.4
M9	23	3.4	27	18.7	0	128.5

M1-M9= muestreos analizados en laboratorio; M LAB (muestreo enviado al laboratorio); PROM. TOT (promedio total de M1-M9 y M LAB).

**Cuadro A4.4** Resultados de los análisis químicos del efluente de 7 L con TRH de 20 días

PARÁMETRO/ No. DE MUESTRA	COLIFORMES FECALES	GRASA S Y ACEITES	SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES	DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGENO	HUEVOS DE HELMINTO	DEMANDA QUÍMICA DE OXIGENO
M1	490	1.5	31	68.2	0	187
M2	476	1.3	28	65	0	185
M3	455	1.3	28	60.1	0	182
M4	447	1.1	27	63	0	180.3
M5	434	1.4	26	59	0	174
M6	422	1.3	26	58.3	0	172
M7	416	1.2	25	55	0	171
M8	412	1.2	24	52.4	0	167
M9	410	1	23	51	0	163

M1-M9= muestreos analizados en laboratorio; M LAB (muestreo enviado al laboratorio); PROM. TOT (promedio total de M1-M9 y M LAB).

**Anexo 5.** Resultados de los análisis de DQO, DBO<sub>5</sub> y carga microbiana del tratamiento del lodo aerobio.

**Cuadro A5.1** Disminución de DQO en el tratamiento del lodo aerobio después de 30 días.

DQOi del lodo anaerobio (mg/L)	DQOi del lodo mezclado (mg/L)	DQOf del lodo después de 30 días (mg/L)
35,700	47,500	19,500
35,900	47,700	19,900
35,500	48,000	20,100
<b>35700</b>	<b>47733</b>	<b>19833</b>

Lodo anaerobio inicial (DQOi), DQO del lodo mezclado inicial (DQOmi) y del lodo al final del tratamiento (DQf).

**Cuadro A5.2** Disminución de DBO<sub>5</sub> en el tratamiento del lodo aerobio después de 30 días.

Número de muestra	DBO <sub>5i</sub> del lodo anaerobio (mg/L)	DQO <sub>5mi</sub> del lodo mezclado (mg/L)	DBO <sub>5f</sub> del lodo después de 20 días (mg/L)
1	6,500	8,650	3,600
2	5,500	8,500	3,420
3	6,000	8,700	3,300
<b>Promedio</b>	<b>6000</b>	<b>8617</b>	<b>3440</b>

Lodo anaerobio inicial (DBO<sub>5i</sub>), DQO del lodo mezclado inicial (DQO<sub>5mi</sub>) y del lodo al final del tratamiento (DBO<sub>5f</sub>).

**Cuadro A5.3.** Disminución de coliformes fecales en el tratamiento del lodo aerobio al inicio y después de 30 días de tratamiento

Número de muestra	Coliformes fecales al inicio (NMP/100mL)	Coliformes fecales al final (NMP/100mL)
1	270,000,000	1,100,000
2	240,000,000	2,000,000
3	38,000,000	1,500,000
Promedio	182666667	1533333
Expresión exponencial	1.8 x 10 <sup>8</sup>	1.5 x 10 <sup>6</sup>
Expresión en Log10	8.3	6.2